Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos

Endbericht

Stand 25.04.2014

Petra Kuhr, Ralf Kunkel, Björn Tetzlaff, Frank Wendland

Forschungszentrum Jülich
Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG 3: Agrosphäre)
52425 Jülich

Tel.: 02461 61-8964
E-mail: p.kuhr@fz-juelich.de

Mitglied der Helmholtz-Gemeinschaft

Kurzfassung

Das übergeordnete Ziel des Projektes ist eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch differenzierte Analyse und Bewertung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in Sachsen-Anhalt unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen und der Bedeutung unterschiedlicher Eintragspfade. Die Modellierungsarbeiten basieren auf dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Großräumiges Wasserhaushaltsmodell) und den reaktiven N-Transportmodellen DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) und WEKU (Verweilzeiten und reaktiver N-Transport im Grundwasser) sowie dem P-Transportmodell MEPhos (Modell zur Ermittlung des Phosphoreintrags). Mit diesen Modellen werden die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten flächendifferenziert berechnet. Weiterhin werden die punktuellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie die Nährstoffrückhalte und -verluste in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bilden aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für Sachsen-Anhalt verfügbar sind.

Mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA wurde die räumliche Variabilität der mittleren langjährigen –und damit regional typischen– hydrologischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet. Die Gesamtabflusshöhen liegen in weiten Teilen des Landes bei unter 250mm/a, lediglich im Harz und in urbanen Regionen treten Werte von 350mm/a und mehr auf. Unter grundwasserfernen Höhenzügen der Lockergesteinsregion, wie z.B. der Colbitz-Letzlinger Heide und dem Fläming, entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. Ebenfalls kaum Direktabflüsse treten in den mächtigen Deckschichten im nördlichen Harzvorland und in der Magdeburger Börde auf. Die Grundwasserneubildung liegt dort aber aufgrund der geringen Gesamtabflüsse bei weniger als 50mm/a.

In grundwasser- und staunässebeeinflussten Niederungsregionen, wie z.B. dem Elbtal und dem Drömling, wird bis zu 50% des Gesamtabflusses als Direktabfluss abgeführt, vor allem über künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen). In weiten Teilen des Harzes und dem östlichen Harzvorland liegt der Direktabflussanteil über den natürlichen Zwischenabfluss bei mehr als 80%. Dementsprechend liegen die Grundwasserneubildungshöhen dort verbreitet unter 50mm/a liegt. Für den Harz ergeben sich (rechnerisch dennoch) Grundwasserneubildungshöhen bis zu 200mm/a; bedingt sind diese durch die Gesamtabflusshöhen über 550mm/a.

Ein Vergleich der Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 41 Teileinzugsgebieten ergab in den meisten Fällen Abweichungen zwischen weniger als 10% und ca. 20%, was eine gute Übereinstimmung darstellt.

Ausgangsgröße für die Modellierung der Nitrateinträge in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser waren die von der LLFG bereitgestellten mittleren Stickstoffbilanzüberschüsse für die Böden der Hauptnutzungsformen Ackerland, Grünland und Wald der Jahre 2007-2009. Hierbei wurde abweichend von der üblichen Bilanzierungsmethode der durch Stoffumsätze im Boden freigesetzte Stickstoff zusätzlich einbezogen. Das sind im Landesmittel immerhin ca. 5 kg N (ha a). Weiterhin wurde die mittlere atmosphärische Deposition nach Gauger für die Periode 1999 – 2007 berücksichtigt. Dieser Datensatz wurde über das Umweltbundesamt für die Projektarbeiten bereitgestellt. Gemittelt über die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts ergab sich hierbei ein Wert von ca. 17 kg N/(ha a). Insgesamt ergab sich im Mittel für die drei Hauptnutzungsformen ein Stickstoffüberschuss von ca. 43 kg N/(ha a), bezogen auf die gesamte Landesfläche ein Stickstoffüberschuss von ca. 36 kg N/(ha a).

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird mit dem DENUZ-Modell abgebildet. Eine wichtige Ausgangsgröße hierfür ist die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich. Im Berichtszeitraum wurde diese Größe aus Angaben zur Feldkapazität in der durchwurzelten Bodenzone und Informationen zur Sickerwasserhöhe aus dem GROWA-Modell abgeleitet. Hierbei zeigte sich, dass die Verweilzeit im Boden in den meisten Regionen Sachsen-Anhalts zwischen ca. 6 Monaten und drei Jahren liegt. Verweilzeiten von drei Jahren und mehr sind vor allem in der Magdeburger Börde sowie im Lößgürtel zu erwarten und stehen in Zusammenhang mit den dort vorherrschenden geringen Sickerwasserhöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Böden. Verweilzeiten von unter 6 Monaten sind dagegen auf Regionen beschränkt, in denen Böden mit geringer Feldkapazität (z.B. städtische Bereiche und Sanderregionen) sowie Sickerwasserhöhen über 150mm/a auftreten. Die vor allem in den Bördelandschaften und im Lößgürtel auftretenden hohen Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich haben zur Folge, dass ein Großteil der Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft im Boden abgebaut werden, obwohl die Nitratabbaubedingungen in den Böden Sachsen-Anhalts nur in den Niederungsregionen als gut bezeichnet werden können. Im Landesmittel betrug der so ermittelte N-Austrag aus dem Boden ca. 14 kg N/(ha a), was einer Gesamtsumme von ca. 28600 t N/a entspricht.

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden, entspricht die mittlere auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Während der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser immer an die Grundwasserneubildung gebunden ist, erfolgt der Eintrag in die Oberflächengewässer über die Direktabflusskomponenten natürlicher Zwischenabfluss und Dränageabfluss bzw. über den Grundwasserabfluss. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

Bei den N-Austrägen in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss treten die Regionen mit hohen Direktabflussanteilen hervor. In den südlichen Landesteilen machen sich die Gebiete mit einem hohen Anteil an natürlichem Zwischenabfluss (z.B. der Harz) mit Austrägen zwischen 10 und 25 kg N/(ha a) bemerkbar, in den nördlichen Landesteilen vor allem die künstlich entwässerten Niederungsregionen. Gemittelt über die ganze Landesfläche liegen die N-Einträge über den Direktabfluss bei ca. 10820 t N/a. Die Gesamttonnagen, die dabei über künstliche Entwässerungssysteme abgeführt werden liegen bei ca. 5120 t N/a, während über den natürlichen Zwischenabfluss ca. 5700 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen werden.

In die Grundwasserleiter werden mit der Grundwasserneubildung im Landesmittel ca. 8 kg N/(ha a) eingetragen, was einer Gesamttonnage von ca. 16450 t N/a entspricht. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Der reaktive N-Transport im Grundwasser wurde für die Ermittlung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter mit dem WEKU-Modell simuliert. Es zeigte sich, dass im Nordteil Sachsen-Anhalts verbreitet sauerstofffreie reduzierte Aquifere mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers auftreten. Dort kann ins Grundwasser eingetragenes Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut werden, selbst wenn diese Regionen als Hotspot-Regionen für den N-Eintrag ins Grundwasser gelten. Für die südlichen Landesteile entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer aufgrund des Fehlens signifikanter Denitrifikationskapazitäten in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten dagegen im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser. Im Mittel Sachsen-Anhalts liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag bei ca. 3,7 kg N/(ha a), was einem Gesamteintrag von ca. 7100 t N/a entspricht.

Neben den diffusen Stickstoffeinträgen tragen auch punktförmige Einträge zur Gesamt – N - Fracht in Oberflächengewässern bei. Relevante N-Einträge aus punktförmigen Quellen in

Sachsen-Anhalt stammen aus kommunalen Kläranlagen (Summe ca. 1440 t N/a), industriellen Direkteinleitern (Summe ca. 510 t N/a), Kleinkläranlagen (Summe ca. 380 t N/a), der Trennkanalisation (Summe ca. 570 t N/a) und der Mischwasserentlastung (Summe ca. 200 t N/a).

Insgesamt werden über die betrachteten 11 Eintragspfade ca. 21900 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von ca. 14% zu ca. 86 % liegt der Schwerpunkt hierbei eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade. Die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme dominieren dabei in allen Landschaftseinheiten und Flussgebieten Sachsen-Anhalts. Die Größenordnung des N-Eintrags in die Vorfluter ist dabei mit Werten zwischen ca. 5000 t N/a und 7000 t/a im Landesmittel für alle drei Austragspfade vergleichbar. Die diffusen Eintragspfade Erosion und Abschwemmung treten dadurch mit ca. 310 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 550 t N/a.

Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer über die einzelnen Eintragspfade standen für Sachsen-Anhalt langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und Nitratkonzentration) von 63 Messstellen zur Verfügung, von denen jedoch nur 31 Einzugsgebiete zur Frachtvalidierung verwendet werden konnten. Bei 32 der Teileinzugsgebiete, für die Messwerte zum Stickstoffgehalt im Vorfluter vorlagen, wurden entweder signifikante Beeinflussungen des natürlichen Abflussgeschehens durch anthropogene Einflüsse nachgewiesen, oder aber es fehlten viele Messwerte zum Abfluss. Die zur Validierung verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebiete wiesen ein Bestimmtheitsmaß von r2=0,68 auf. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets stellt dies eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten N-Frachten dar.

Durch Kombination der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Vor allem in den Niederungsregionen, in denen durch den Nitratabbau im Boden nur noch geringe N-Austräge auftreten, liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb von 10 mg NO_3/l. Im Harz, der zwar durch hohe Sickerwasserraten und relativ geringe auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden (Hauptstickstoffquelle ist dort die atmosphärische Deposition und nicht etwa die landwirtschaftliche Düngung) gekennzeichnet ist, liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser jedoch vielfach im Bereich zwischen 10 und 25 mg NO_3/l. Hauptursache hierfür sind die geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden und die ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden. Für viele, meist landwirtschaftlich intensiv genutzte Böden in den nördlichen Landesteilen Sachsen-Anhalts ergeben sich Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg/l NO_3- und mehr. Schon ganz geringe auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden reichen dort aufgrund der sehr geringen Sickerwasserraten aus, um im Sickerwasser eine entsprechend hohe Nitratkonzentration zu bewirken.

Die regionale Verteilung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser gibt Hinweise auf mögliche Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung. Darüber hinaus stellen die Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Quantifizierung des maximal tolerierbaren N-Überschusses im Boden dar, der nicht überschritten werden darf, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 m/l nachhaltig garantiert werden soll (Handlungsbedarf zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg/l). Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d.h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation.

Unter den Prämissen konstanter mittlerer Sickerwasserrate und zeitlich konstantem Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Höhe der N-Austräge aus dem Boden bestimmt. Durch eine “Rückwärtsrechnung” wurde der maximal zulässige N-Überschuss im Boden berechnet, der unter diesen Bedingungen zu einer

Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führen würde. Durch einen Vergleich mit den ausgewiesenen N-Austrägen aus dem Boden wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt. Für weite Bereiche Sachsen-Anhalts liegt der N-Minderungsbedarf zwischen 15 und 50 kg N/(ha a) und damit zum Teil höher als der N-Überschuss aus der Düngung. Eine Reduktion > 25 kg N/(ha a) ist typisch für viele ackerbaulich genutzte Flächen in der Lockergesteinsregion und ist nicht auf die Höhe der N-Bilanzüberschüsse im Boden, sondern auf die ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden, die geringe Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich und die geringen Sickerwassermengen zurückzuführen. Aufgrund günstigerer Denitrifikationsbedingungen im Boden und eine höhere Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich liegt der N-Minderungsbedarf in den Bördelandschaften trotz höherer N-Bilanzüberschüsse bei unter 15 kg N/(ha a). Im Mittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt der N-Minderungsbedarf ca. 26 kg N/(ha a), was einer Gesamtsumme von ca. 17000 t N/a entspricht.

Punktuelle und diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer über elf verschiedene Eintragspfade wurden mit dem Modell MEPhos ermittelt. Diffuse Einträge werden dabei auf Raster- bzw. Feldblockbasis ermittelt. Punktuelle Einträge gehen bei Kläranlagen und Industrie anlagenspezifisch ein, während sich die ermittelten Einträge über Mischwasserentlastung, Trennkanalisation und Kleinkläranlagen auf Gebietseinheiten beziehen.

Insgesamt werden Gesamteinträge von Gesamt-P von 530 t/a modelliert. Mit einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 45 zu 55 % sind die Anteile beider Quellen relativ ausgeglichen. Mit 27 % oder 141 t/a stellen kommunale Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Erosion (95 t/a oder 18 %), Trennkanalisation (59 t/a oder 11 %) und Grundwasser (57 t/a oder 11 %). Über die restlichen sieben Eintragspfade gelangen ca. 33 % oder 178 t/a in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts. Die geschilderte Dominanz kann auch für einen Großteil der Teileinzugsgebiete Sachsen-Anhalts verallgemeinert werden. Regional kann die Bedeutung einzelner Eintragspfade jedoch stärker variieren. Die Erosion stellt in den westlichen und südwestlichen Einzugsgebieten oft die dominierende P-Quelle dar. Die Bedeutung der Punktquellen nimmt grundsätzlich mit der Bevölkerungsdichte von Süden nach Norden ab.

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000-2010 mindestens 50 Messungen des Güteparameters Gesamt-P sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. Pgesamt-Frachten liegen für 47 Messstellen vor. Im Unterschied zum Stickstoff, bei dem gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, wird im Modell MEPhos für Sachsen-Anhalt bei P keine Retention betrachtet.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Gewässerfrachten zeigt eine relativ große Streuung und Tendenzen einer Überschätzung. Ursache hierfür ist jedoch nicht die Nicht-Berücksichtigung der Retention. Vielmehr wird die Ursache in fehlerhaften Gewässerfrachten gesehen, in deren Ermittlung wasserwirtschaftlich stark beeinflussste Abflussdaten eingegangen sind.

Zusätzlich zum Vergleich mit Gewässerfrachten werden Vergleiche der Modellergebnisse mit den Ergebnissen der Zustandsbewertung von Oberflächengewässern vorgenommen. Hierbei zeigen sich gute Übereinstimmungen zwischen gutem Gewässerzustand und niedriger P-Belastung und umgekehrt.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung **2**

Inhaltsverzeichnis **6**

Abbildungsverzeichnis **10**

Tabellenverzeichnis **16**

Anhangverzeichnis **18**

1 Hintergrund / Problem **19**

2 Zielsetzung und Vorgehensweise **20**

3 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit GROWA **22**

3.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen 22

3.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe 25

3.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses 26

3.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe 27

3.5 Separation von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Dränabfluss 27

3.6 Datengrundlagen 29

4 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer **30**

4.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen 31

4.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 32

4.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 32

4.4 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell) 33

4.4.1 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser 35

4.4.2 Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten 35

4.5 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell) 36

4.5.1 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer 37

4.5.2 Modellierung des Nitratabbaus der Grundwasserleiter 40

4.6 Simulation des N-Bilanzüberschusses mit STOFFBILANZ 42

4.6.1 N-Bilanzen für Ackerland und Grünland 43

4.6.2 N-Umsatz für Landwirtschaftsflächen 45

4.6.3 Bewirtschaftungsbedingte N-Bilanz für Ackerland- und Grünland 47

4.6.4 N-Bilanzen für Waldflächen 47

5 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell) **50**

5.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen 51

5.1.1 Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“ 51
5.1.2 Phosphotop „Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“....52
5.1.3 Phosphotop „Gedränte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“ 52
5.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss....54
5.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss....55
5.4 Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion....57
5.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung....61
5.6 Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen 61

6 Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer....63

6.1 N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie gewerblich-industrielle Direkteinleiter 63
6.2 Modellierung der mittleren N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen....65
6.3 Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen 69
6.4 Modellierung der mittleren Einträge aus Kleinkläranlagen 72

7 Datengrundlagen....74

7.1 Diskretisierung der Datengrundlagen 75
7.2 Klimatische Datengrundlagen....76
7.2.1 Niederschlagshöhe 76
7.2.2 Potenzielle Verdunstung nach Wendling 78
7.3 Daten zur Bodenbedeckung 79
7.4 Bodenkundliche Datengrundlagen 81
7.4.1 Staunässe 82
7.4.2 Nutzbare Feldkapazität 83
7.4.3 Effektive Durchwurzelungstiefe....84
7.4.4 Kapillarer Aufstieg....86
7.4.5 Pflanzenverfügbares Wasser im effektiven Wurzelraum 86
7.5 Künstlich entwässerte Flächen....87
7.6 Hydrogeologische Datengrundlagen 89
7.6.1 Grundwasserstand....90
7.6.2 Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten....91
7.6.3 Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten....92
7.6.4 Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche....94
7.7 Topographische Datengrundlage 95
7.8 Bodenerosion 97
7.9 Pegeldaten 98
7.10 Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern 100

8 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt 102

8.1 Reale Verdunstungshöhe 102

8.2 Gesamtabflusshöhe 103
8.3 Oberflächenabflusshöhe 104
8.4 Sickerwasserhöhe 105
8.5 Grundwasserneubildungshöhe 105
8.6 Direktabflusshöhe 106
8.7 Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss 109
8.8 Modellvalidierung 110
8.8.1 Auswahl der für die Validierung nutzbaren Pegel-Messstellen 111
8.8.2 Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen 113
8.8.3 Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen 115
8.8.4 Detailanalyse ausgewählter Pegel im LHW 118
8.8.5 Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit Modellergebnissen aus der SLOWCOMP-Studie 119
8.8.6 Fazit der Validierung: 120

9 Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen 122

9.1 Mittlere N-Überschüsse aus dem Modell STOFFBILANZ (2007-2009) und atmosphärische Stickstoffeinträge nach GAUGER 122
9.2 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden 127
9.2.1 Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone 127
9.2.2 Verweilzeit des Sickerwassers 128
9.2.3 Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden 129
9.3 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer 131
9.3.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen 132
9.3.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 132
9.3.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 132
9.3.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen 133
9.3.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 136
9.3.6 N-Einträge ins Grundwasser 137
9.3.7 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer 138
9.3.8 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer 145
9.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen 146
9.4.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen 146
9.4.2 N-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen 147
9.4.3 N-Einträge aus Kleinkläranlagen 148
9.4.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation und Mischwasserentlastungen 149
9.5 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen 151
9.6 Informationssystem Stickstoff 153
9.7 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer 155

10 Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen 157

10.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer 157

10.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen 157
10.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss ...157
10.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser 158
10.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 159
10.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 160
10.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen 161
10.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen 161
10.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen 161
10.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern 162
10.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung 163
10.2.4 P-Einträge über Trennkanalisationen 164
10.2.5 P-Einträge aus Kleinkläranlagen 165
10.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen 166
10.4 Informationssystem Phosphor 168
10.5 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge in die Oberflächengewässer 174

11 Szenarioanalysen 177
11.1 Berechnung der mittleren aktuellen Nitratkonzentration im Sickerwasser 177
11.2 Validierung der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser 178
11.3 Ermittlung des Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels 184
11.4 Prognose der Auswirkungen von N-Minderungsmaßnahmen auf die N-Einträge ins Grundwasser und die Vorfluter 188
11.4.1 Szenario I: Maßnahme Direktsaat/Streifenanbauverfahren 189
11.4.2 Szenario II: Maßnahmenkombination Grundwasserschonende Gülleausbringung mit Direktsaat /Streifenanbauverfahren 190
11.4.3 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den N-Bilanzüberschuss 191
11.4.4 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser 192
11.4.5 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels 193
11.4.6 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den N-Eintrag in die Oberflächengewässer 194

12 Zusammenfassung 196

13 Fazit und Empfehlungen 203

14 Literatur 205

15 Anhang 218

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Die Komponenten des Abflusses 23

Abbildung 3-2: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell 28

Abbildung 4-1: Schematische Darstellung diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell) 30

Abbildung 4-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung 38

Abbildung 4-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell. 40

Abbildung 4-4: Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche (nach Gebel et al., 2012) 42

Abbildung 4-5: Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete Sachsen-Anhalts 43

Abbildung 5-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos 50

Abbildung 5-2: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss 54

Abbildung 5-3: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss 55

Abbildung 5-4: Pgesamt-Gehalte im Oberboden 58

Abbildung 5-5: Vergleich der gemessenen und berechneten Pgesamt-Gehalte in Niedersachsen nach dem Verfahren von Fier und Schäfer (Fier und Schäfer 2007, S. 52) 60

Abbildung 6-1: Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz auf Gemeindebasis 67

Abbildung 6-2: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2010 71

Abbildung 7-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000 76

Abbildung 7-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000. 77

Abbildung 7-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1971 bis 2000 79

Abbildung 7-4: Häufigkeitsverteilung der Landnutzungsgruppen 80

Abbildung 7-5: Landnutzungskategorien nach ATKIS DLM 25 81

Abbildung 7-6: Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden 82

Abbildung 7-7: Nutzbare Feldkapazität der Böden 83

Abbildung 7-8: Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden nach GLADIS. 85

Abbildung 7-9: Mittlere kapillare Aufstiegshöhe der Böden.....86

Abbildung 7-10: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge der Böden.....87

Abbildung 7-11: Potenziell gedränte Flächen.....88

Abbildung 7-12: Grundwasserführende Gesteinseinheiten.....89

Abbildung 7-13: Flurabstandskarte nach FUGRO-HGN (Brinschwitz und Keller, 2011).....90

Abbildung 7-14: Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers in Sachsen-Anhalt (Angaben aus HK50 und HÜK200).....91

Abbildung 7-15: Nutzbarer Hohlraumanteil der oberen Aquifere (für Lockergesteinsregion abgeleitet nach Ahuja et al., (1988); für Festgesteinsbereiche Zuordnung nach (Wendland et al., 2010)) 94

Abbildung 7-16: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche in Sachsen-Anhalt. 95

Abbildung 7-17: Höhengliederung in Sachsen-Anhalt. 96

Abbildung 7-18: Hangneigung in Sachsen-Anhalt. 96

Abbildung 7-19: Sedimenteintrag von Ackerflächen mit Gewässeranschluss (Ergebnisse Geoflux 2007) 98

Abbildung 7-20: Pegelbezogene Teileinzugsgebiete in Sachsen-Anhalt 99

Abbildung 7-21: Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der Modellergebnisse zum Stickstoffeintrag in die Vorfluter 100

Abbildung 8-1: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1971-2000).....103

Abbildung 8-2: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000).....104

Abbildung 8-3: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1971-2000) 105

Abbildung 8-4: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000) 106

Abbildung 8-5: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000) in Sachsen-Anhalt. 107

Abbildung 8-6: Mittlerer Direktabfluss über künstliche Entwässerungssysteme (1971-2000).....108

Abbildung 8-7: Mittlerer Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1971-2000).....108

Abbildung 8-8: Mittlerer Direktabfluss aus urbanen Flächen (1971-2000) 109

Abbildung 8-9: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss 110

Abbildung 8-10: Zur Abflussvalidierung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete 112

Abbildung 8-11: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000) 114

Abbildung 8-12: Validierung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000) 118

Abbildung 8-13: Vergleich der GROWA-Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung für Sachsen-Anhalt mit den SLOWCOMP-Modellergebnissen (Schwarze, 2009). 120

Abbildung 9-1 Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche (nach Gebel et al., 2012) 122

Abbildung 9-2: N-Überschüsse aus der Düngung (AL, GL) ohne Stoffumsatz im Boden und ohne atmosphärische Deposition als dreijähriges Mittel für 2007-2009 123

Abbildung 9-3: N-Überschüsse aus der Düngung (AL, GL) und Stoffumsatz im Boden als dreijähriges Mittel für 2007-2009, ohne atmosphärische Deposition 124

Abbildung 9-4: Atmosphärische N-Deposition 125

Abbildung 9-5: N-Überschüsse im Boden für Ackerland, Grünland und Wald 126

Abbildung 9-6: N-Überschüsse im Boden 127

Abbildung 9-7: Denitrifikationsbedingungen im Boden 128

Abbildung 9-8: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden 129

Abbildung 9-9: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zum verlagerbaren N-Überschuss im Boden 130

Abbildung 9-10: Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge in der durchwurzelten Bodenzone 131

Abbildung 9-11: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung 132

Abbildung 9-12: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion 133

Abbildung 9-13: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen 134

Abbildung 9-14: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss 137

Abbildung 9-15: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung 138

Abbildung 9-16: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers 139

Abbildung 9-17: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer 140

Abbildung 9-18: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer 143

Abbildung 9-19: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss 144

Abbildung 9-20: Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen aus Quellen 145

Abbildung 9-21: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen 146

Abbildung 9-22: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus kommunalen Kläranlagen 147

Abbildung 9-23: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer über industrielle Direkteinleiter 148

Abbildung 9-24: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus Kleinkläranlagen 149

Abbildung 9-25: N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation 150

Abbildung 9-26: N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Mischwasserentlastung 150

Abbildung 9-27: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden 151

Abbildung 9-28: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter 152

Abbildung 9-29: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Einträgen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet 152

Abbildung 9-30: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK 154

Abbildung 9-31: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK mit eingehaltenem Umweltqualitätsziel (links) und nicht eingehaltenem Umweltqualitätsziel (rechts) 154

Abbildung 9-32: Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK 155

Abbildung 9-33: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen N-Frachten unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention 156

Abbildung 10-1: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Dränagen 157

Abbildung 10-2: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über natürlichen Zwischenabfluss 158

Abbildung 10-3: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über grundwasserbürtigen Abfluss 159

Abbildung 10-4: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Erosion 160

Abbildung 10-5: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Abschwemmung 161

Abbildung 10-6: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt aus kommunalen Kläranlagen 162

Abbildung 10-7: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt aus industriellen Direkteinleitern 163

Abbildung 10-8: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Mischwasserentlastung 164

Abbildung 10-9: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Trennkanalisationen 165

Abbildung 10-10: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über Kleinkläranlagen 166

Abbildung 10-11: Pgesamt-Einträge nach Eintragspfaden absolut 167

Abbildung 10-12: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag 167

Abbildung 10-13: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am Gesamteintrag in Flusseinzugsgebieten 168

Abbildung 10-14: Prozentualer Anteil von Punktquellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper 169

Abbildung 10-15: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK 170

Abbildung 10-16: Verteilungskurven der modellierten P-Belastung für die klassifizierten Oberflächenwasserkörper 171

Abbildung 10-17: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit eingehaltenen Orientierungswerten sowohl für Pgesamt als auch ortho-P 172

Abbildung 10-18: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit nicht eingehaltenen Orientierungswerten sowohl für ortho-P als auch für Pgesamt 173

Abbildung 10-19: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit eingehaltenen Orientierungswerten für ortho-P und nicht eingehaltenem Orientierungswert für Pgesamt 173

Abbildung 10-20: Quelle des maximalen P-Eintrags pro OWK 174

Abbildung 10-21: Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer 175

Abbildung 11-1: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser. 177

Abbildung 11-2: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts: Mittelwerte 2001 bis 2009 mit Mittelwerten 2010 179

Abbildung 11-3: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser 180

Abbildung 11-4: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser 181

Abbildung 11-5: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Ebene der Grundwasserkörper 183

Abbildung 11-5: Grundwasserkörper in Sachsen-Anhalt im schlechten Zustand hinsichtlich Nitrat 184

Abbildung 11-7: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden (Ist-Zustand) zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO3/L unter jeder landwirtschaftlich genutzten Fläche 186

Abbildung 11-8: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden (Ist-Zustand) zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 37,5 mg NO3/L unter jeder landwirtschaftlich genutzten Fläche/ 187

Abbildung 11-9: Differenz des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 37,5 mg NO3/L bzw. 50 mg NO3/L.....188

Abbildung 11-10: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf die Höhe der landwirtschaftlichen N-Überschüsse.....191

Abbildung 11-11: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser.....193

Abbildung 11-12: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels 194

Abbildung 11-13: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den N-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Eintragspfade Grundwasser, künstliche Entwässerungssysteme und natürlicher Zwischenabfluss.....195

Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger & Wessolek (DVWK, 1996) 25

Tabelle 3-2: Datengrundlagen für die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA 29

Tabelle 4-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden nach (Wienhaus et al., 2008) 34

Tabelle 4-2: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland & Kunkel, 1999). 41

Tabelle 4-3: Festlegung von fs zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems 46

Tabelle 4-4: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald 47

Tabelle 4-5: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald 48

Tabelle 4-6: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse 48

Tabelle 4-7: Ableitung der N-Immobilisierungsrate 49

Tabelle 5-1: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos). 53

Tabelle 5-2: Statistische Verteilungsgrößen der Messwerte ortho-P für Grundwassermessstellen in unterschiedlichen grundwasserführenden Gesteinseinheiten 56

Tabelle 5-3: Mittlere Pgesamt-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen für andere Untersuchungsregionen des FZ Jülich 57

Tabelle 5-4: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos) 61

Tabelle 6-1: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen 71

Tabelle 7-1: Datengrundlagen für die Modellierung von Wasserhaushalt und Verweilzeiten in Sachsen-Anhalt 74

Tabelle 7-2: Ableitung der Staunässestufe 82

Tabelle 7-3: Methodenvergleich zur Ableitung der effektiven Durchwurzelungstiefe nach NIBIS und GLADIS. 85

Tabelle 7-4: Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten (Wendland et al., 2010) 93

Tabelle 9-1: An das Mitteldeutsche Trockengebiet angepasste mittlere Denitrifikationsraten in der Wurzelzone von Böden 128

Tabelle 9-2: Validierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerung anhand von Dränabflüssen für das Untersuchungsgebiet Altmark ...135

Tabelle 9-3: Validierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerung anhand von Dränabflüssen für das Untersuchungsgebiet Fläming 136

Tabelle 9-4: statistische Auswertung der Konzentrationen von NO3, O2 und Fe(II) in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten Sachsen-Anhalts 142

Tabelle 11-1: Beispiel für die Abhängigkeit der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser Sachsen-Anhalts für landestypische Mengen an auswaschungsgefährdetem Nitrat-N im Boden in kg/(ha·a) und landestypischen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in mg NO3/l.....181

Anhangverzeichnis

Anhang 1: Modellerläuterung Stoffbilanz (GALF 19.08.2010)

Anhang 2: „Werkzeug zur Modellierung der diffusen N- und P-Emissionen in Sachsen-Anhalt zur Umsetzung des Nährstoffkonzeptes 2010-2013“ (Fachinformation der LLFG vom 10.02.2012)

1 Hintergrund / Problem

Nach der EG-Wasserrahmenrichtlinie (European Parliament and Council of the European Union, 2000) sollen die Gewässer in der europäischen Gemeinschaft bis zum Jahre 2015 einen Zustand erreichen, der laut Definition nur gering von ihrem natürlichen Zustand abweicht. Die Defizite der Gewässerbeschaffenheit sind jedoch im Ergebnis der Bestandsaufnahme nach EG-WRRL (2000) für alle Flussgebietseinheiten Sachsen-Anhalts deutlich geworden (MLU-SA, 2005). Die Nährstoffeinträge in die Fließgewässer und das Grundwasser stellen dabei eine signifikante Beeinträchtigung für deren Gewässerqualität dar. So trägt die Nährstoffbelastung maßgeblich dazu bei, dass die Zielerreichung für mehr als 90 % der Oberflächengewässer und mehr als 75 % der Grundwasserkörper unwahrscheinlich oder unklar ist (MLU-SA, 2005).

Ein erfolgsorientiertes Management setzt an den Quellen sowie an den Eintragspfaden an, die überproportional am Nährstoffeintrag beteiligt sind. In diesem Zusammenhang muss abgeschätzt werden, welche Nährstoffmengen in einem definierten Gebiet auf den unterschiedlichen Eintragspfaden in die Wasserkörper gelangen. Dies ist wichtig, um einerseits geeignete Maßnahmen an der richtigen Stelle anzusetzen und andererseits räumliche Belastungsschwerpunkte identifizieren zu können. Ein wichtiger Punkt hierbei ist die Prognose der Wirksamkeit der Maßnahmen und der Zeitspanne, in der diese Wirkungen zu erzielen sind. So führt z. B. eine Verringerung der Stickstoffdüngung auf landwirtschaftlichen Flächen unter Umständen nur sehr langfristig zu einer Verbesserung der Grundwasserqualität. Da die Planungsebenen für diffuse Belastungen nach EG-WRRL im makro- und mesoskaligen Bereich angesiedelt sind (Flussgebietseinheit, Koordinierungsraum, Planungseinheit), kommen für solche Fragestellungen vor allem Emissionsmodelle zum Einsatz, welche Stoffausträge aus Landflächen sowie Stoffeinträge in die Gewässer abbilden und sowohl physikalische als auch empirische Ansätze enthalten (Wendland et al., 2009).

Vor diesem Hintergrund hat das Bundesland Sachsen-Anhalt das Forschungszentrum Jülich beauftragt, die Nährstoffeinträge aus Punktquellen und aus diffusen Quellen in einer hohen räumlichen Auflösung zu ermitteln. Hierzu wurden die am FZ Jülich entwickelten Modelle GROWA (Wasserhaushaltsmodell), DENUZ/WEKU (reaktiver Stofftransport in Boden und Grundwasser) und MEPhos (Phosphoreintrag in die Vorfluter) flächendeckend im gesamten Bundesland zur Anwendung gebracht und auf die naturräumlichen Bedingungen Sachsen-Anhalts angepasst. Die Ergebnisse des Vorhabens sollen eine wichtige Grundlage für die Auswahl und die räumliche Präzisierung von Maßnahmen zur Reduzierung der diffusen Nährstoffeinträge, insbesondere der landwirtschaftlichen, in Grund- und Oberflächenwasserkörper, darstellen.

2 Zielsetzung und Vorgehensweise

Ziel des Vorhabens war eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste und eintragspfadspezifische Modellierung der N- und P-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts mit einem Schwerpunkt auf der Betrachtung der diffusen, landwirtschaftlichen und bodenbedingten Quellen. Dies sollte die räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung ermöglichen. Zudem sollte basierend auf den Modellen die Wirksamkeit von ausgewählten Maßnahmen zur Reduktion der Nährstoffeinträge prognostiziert werden.

Für die Modellierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sollten die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete GROWA-DENUZ/WEKU bzw. GROWA-MEPhos verwendet werden. Die Verfügbarkeit der für die Modellierungen benötigten Datengrundlagen sollte über den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) sichergestellt werden. Neben Daten zu den Nährstoffbilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft sowie Stickstoff- und Phosphoremissionen aus Punktquellen umfasste dies hydrologische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen im Landesmaßstab. Die Modellrechnungen selbst sollten konsistent für die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts in einem Raster von 50m x 50m durchgeführt werden. Hierdurch wurde jede Modellrechnung für jeweils ca. 17 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt.

Dabei sollen im Wesentlichen die folgenden Arbeitsschritte erledigt werden:

a) Ableitung und Implementierung von Parametersätzen zur Abbildung wesentlicher Standorteinflüsse auf das Eintragsverhalten der Nährstoffeintragspfade

b) Modellierung des mittleren langjährigen Wasserhaushalts und der für Nährstoffe austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Modell GROWA

c) Quantifizierung der diffusen und punktförmigen Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer bei mittleren Abflussbedingungen mit Hilfe des Modellpakets GROWA-DENUZ-WEKU

d) Quantifizierung der diffusen und punktförmigen Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer bei mittleren Abflussbedingungen mit Hilfe des Modellpakets GROWA- MEPhos

e) Identifizierung von Belastungsschwerpunkten des N- und P-Austrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

f) Ausweisung des Stickstoff-Minderungsbedarfs für die Erreichung des Qualitätsziels für das Grundwasser

g) Prognose der Wirksamkeit von ausgewählten Stickstoff-Minderungsmaßnahmen im Hinblick auf die Nährstoffeinträge.

In diesem Bericht werden die Ergebnisse des Projektes zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 3, Kapitel 4 und Kapitel 5 werden zunächst die Modelle GROWA, DENUZ-WEKU und MEPHOS beschrieben. Anschließend werden in Kapitel 6 die Modellansätze zur Quantifizierung der punktförmigen N- und P-Einträge in die Vorfluter erläutert. In Kapitel 7 werden die für die Modellierungen verwendeten Datengrundlagen vorgestellt. Kapitel 8 zeigt die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem GROWA-Modell, welche eine Grundvoraussetzung für die nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P-Einträge in die Vorfluter darstellt. In Kapitel 9 sind die Modellergebnisse zur Stickstoff-Eintragsmodellierung ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen und die Belastungsschwerpunkte für Stickstoffeinträge zusammengefasst und diskutiert. Kapitel 10 zeigt die hierauf aufbauenden Ergebnisse von Szenariorechnungen zum Schutz des Grundwassers vor erhöhten Nitrateinträgen sowie die Auswirkung ausgewählter N-Minderungsmaßnahmen auf den Stickstoffeintrag ins Grund-

wasser und die Oberflächengewässer für die einzelnen Eintragspfade. In Kapitel 11 sind die Modellergebnisse zur Phosphor-Eintragsmodellierung ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen sowie die Belastungsschwerpunkte für Phosphoreinträge zusammengefasst und diskutiert. Der Bericht schließt mit einer Zusammenfassung in Kapitel 12, einem Fazit und Empfehlungen aus dem erreichten Arbeitsstand (Kapitel 13) sowie einer Zusammenstellung der verwendeten Literatur in Kapitel 14.

3 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit GROWA

Der Austrag von Pflanzennährstoffen in die Oberflächengewässer ist immer an die Komponenten des Abflusses gebunden. Aufgrund des unterschiedlichen physikalisch/chemischen Verhaltens von Stickstoffverbindungen (vor allem Nitrat) und Phosphorverbindungen (vor allem Phosphat) kommt den einzelnen Abflusskomponenten eine unterschiedliche Bedeutung als Eintragspfad zu.

Nitrat wird nicht adsorptiv an Boden- und Gesteinspartikel gebunden. Aus diesem Grund kommt es zu keinem nennenswerten Nitratrückhalt im Untergrund, so dass die nicht von Pflanzen aufgenommenen Stickstoffdünger mit dem fließenden Wasser abtransportiert werden. Dies erfolgt entweder über die Direktabflusskomponenten, durch welche die Nährstoffe mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis in den Vorfluter eingetragen werden oder über den grundwasserbürtigen Abfluss, durch den Nährstoffe den Vorfluter mit großer Zeitverzögerung erreichen. Während des Transports des Nitrats durch den Boden und das Grundwasser kann es in Abhängigkeit von den jeweiligen Standortbedingungen zu einem erheblichen Nitratabbau kommen.

Im Gegensatz zum Nitrat werden Phosphorverbindungen unter den in Böden auftretenden Bedingungen im Allgemeinen nicht abgebaut. Phosphorverbindungen werden häufig adsorptiv an Bodenpartikel gebunden und in gelöster Form in nur ganz geringen Mengen ins Grundwasser und die Vorfluter eingetragen. Phosphorverbindungen aus der Landwirtschaft gelangen daher in der Regel über die Komponenten des Direktabflusses in die Vorfluter. Dies geschieht entweder gebunden an Bodenpartikeln über die Bodenerosion oder über Abschwemmung, wenn die Aufenthaltszeit im Boden kurz ist, so dass keine adsorptive Anlagerung an Bodenpartikel stattgefunden konnte.

Die räumlich hoch aufgelöste Simulation der hydrologischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

3.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen

Die gesamte aus einer Landschaft abfließende Wassermenge lässt sich aus der Wasserbilanzgleichung herleiten:

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \qquad \text{Gl.3–1}$$

mit	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	N	=	Niederschlag	(mm/a)
	ET_{real}	=	reale Verdunstung	(mm/a)
	ΔS	=	Vorratsänderung	(mm/a)

Bei langjährigen Betrachtungen kann die Vorratsänderung (ΔS) vernachlässigt werden. Der ***Gesamtabfluss*** entspricht damit der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

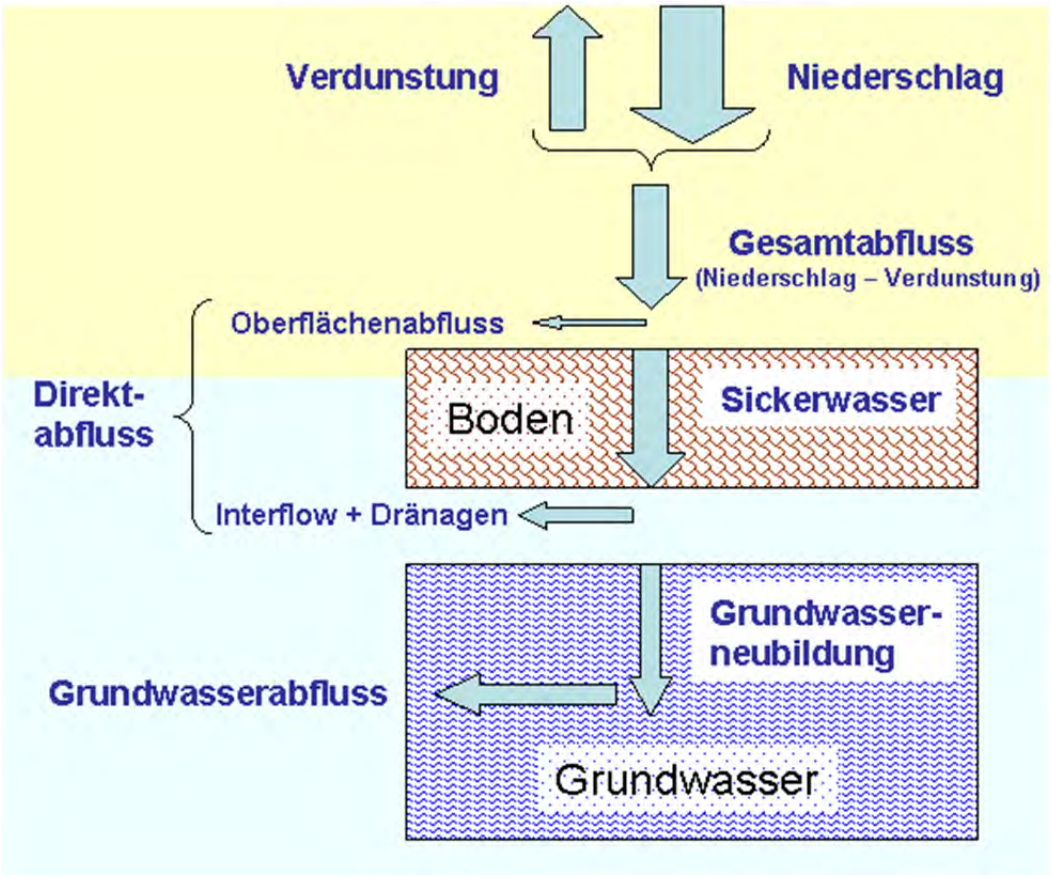


Abbildung 3-1: Die Komponenten des Abflusses

Als ***Oberflächenabfluss*** wird nach DIN 4059 (DIN 4049-1, 1992) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt (Abbildung 3-1). Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner & Liebscher, 1996). Von Peschke (1997) und (Schwarze *et al.*, 1991) wird dieser Abflussanteil als „schneller Direktabfluss“ bezeichnet.

Beim Eindringen in den Boden gelangt das Wasser entweder in den Grundwasserbereich oder an eine wenig wasserleitende Schicht über dem eigentlichen Aquifer. Im letzten Fall wird das in den Boden infiltrierte Wasser **(*Sickerwasser*)** gestaut und fließt hangparallel dem größten Gefälle folgend oberhalb des eigentlichen Grundwasserbereiches in der wasserungesättigten Zone dem Vorfluter zu. Diese Abflusskomponente wird als ***natürlicher Zwischenabfluss*** bezeichnet und wird in DIN 4059 als der Teil des Abflusses definiert, der dem Vorfluter unterirdisch mit nur geringer Verzögerung zufließt. Die Fließzeit des natürlichen Zwischenabflusses bis zum Eintritt in den Vorfluter ist länger als die des Oberflächenabflusses und bewirkt ein späteres Ansteigen und langsameres Abklingen der Abflussganglinien. Häufig wird der Zwischenabfluss in einen „unmittelbaren“ (schnellen) und einen „verzögerten“ (langsamen) Zwischenabfluss unterschieden, wobei dem „unmittelbaren Zwischenabfluss“ wesentlich höhere Volumenanteile zugeschrieben werden (Baumgartner & Liebscher 1990). Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) bezeichnen diese Abflusskomponente als „verzögerten Direktabfluss“. Die Fließzeit des Zwischenabflusses im Untergrund liegt meist in der Größenordnung von einem bis zu mehreren Tagen.

Bei grundwasserbeeinflussten oder staunässebeeinflussten Böden wurde der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) in vielen Regionen durch die Installation von Dränsystemen (Rohrdränagen, Grabendränagen) beschleunigt. Hydraulisch stellen Dränsysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss

vergleichbar sind. ***Dränabfluss*** und natürlicher Zwischenabfluss werden daher beide dem Direktabfluss zugeordnet.

Die Summe aus Oberflächenabfluss, Zwischenabfluss und Abfluss aus Dränagen wird in der DIN 4059 als ***Direktabfluss*** bezeichnet. Der Direktabfluss ist damit die Summe aller Abflusskomponenten, welche mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis den Vorfluter erreichen. Für die vorliegende Untersuchung wurde dieser Definition gefolgt.

Nach DIN 4049-3 (1994) bezeichnet der Begriff der ***Grundwasserneubildung*** den Zugang von in den Boden infiltriertem Wasser durch den Sickerraum zum Grundwasser. Während die Sickerwassermenge an der Untergrenze des durchwurzelten Bodenraumes gemessen wird, findet die eigentliche Grundwasserneubildung an der Grundwasseroberfläche statt. Grundwasserneubildung findet nur im obersten Grundwasserstockwerk statt, da die Speisung von tieferen Stockwerken als Zusickerung definiert ist.

Als ***Basisabfluss*** wird nach DIN 4059 der Teil des Abflusses bezeichnet, der nicht zum Direktabfluss eines die Anschwellung (eines Vorfluters) auslösenden Ereignisses zählt. Die Fließzeiten des Basisabflusses sind im Allgemeinen deutlich höher als die der Direktabflusskomponenten. Zum Basisabfluss gehören die Abflussanteile, die mit der Grundwasserneubildung in den Grundwasserraum eingetragen werden. Dieses Wasser bewegt sich als ***grundwasserbürtiger Abfluss*** dem hydraulischen Potential folgend dem Vorfluter zu.

Im langjährigen Mittel ist die Höhe des grundwasserbürtigen Abflusses nahezu gleich bleibend, so dass man bei Betrachtung größerer Zeiträume von einem Gleichgewicht zwischen der aus infiltrierten Niederschlägen dem Grundwasserraum zufließenden und der aus dem Grundwasserraum in die Vorfluter abströmenden Wassermenge sprechen kann. Als Teil des Wasserhaushaltes eines Gebietes entspricht der grundwasserbürtige Abfluss nach DIN 4059 der Grundwasserneubildung. Peschke (1997) und Schwarze et al. (1991) unterteilen den Basisabfluss in einen „kurzfristigen“ Basisabfluss (verzögerter Zwischenabfluss) und einen „langfristigen“ Basisabfluss (grundwasserbürtiger Abfluss). Der langfristige Basisabfluss entspricht dabei weitestgehend der Grundwasserneubildung (Qgw) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \qquad \text{Gl.3–2}$$

mit	Q_{gw}	=	mittlere Grundwasserneubildungsrate	(mm/a)
	N	=	mittlere Niederschlagshöhe	(mm/a)
	ET_{real}	=	mittlere reale Verdunstungshöhe	(mm/a)
	QD	=	mittlere Direktabflusshöhe	(mm/a)

Die Simulation der hydrologischen Situation in Sachsen-Anhalt erfolgte basierend auf dem GROWA-Modell, welches im Rahmen des BMBF-Förderschwerpunktes „Elbe-Ökologie“ zur Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten und des Nitratabbauvermögens im Boden entwickelt und auf das gesamte Einzugsgebiet der Elbe angewendet wurde (Kunkel & Wendland, 1998; Kunkel & Wendland, 2002). In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z.B. zur expliziten Berücksichtigung gedränter Flächen (Tetzlaff et al., 2008) ,als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z.B. auf die Bundesländer Niedersachsen und Nordrhein-Westfalen sowie die Metropolregion Hamburg (Bogena et al., 2003; Dörhöfer et al., 2001; Kunkel & Wendland, 2006; Tetzlaff et al., 2003; Tetzlaff et al., 2004). Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf eine ausführliche Beschreibung des GROWA-Modells verzichtet und nur die grundlegende Verfahrensweise dargestellt. Ausführlichere Modellbeschreibungen finden sich z.B. in den o. a. Literaturstellen.

3.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland, 2002) ist ein empirisches Verfahren, mit dem verschiedene Wasserhaushaltskomponenten flächendifferenziert berechnet werden können: reale Verdunstungshöhe, Gesamtabflusshöhe, Direktabflusshöhe (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abfluss aus Dränagen) und Grundwasserneubildungshöhe. Die Berechnung der realen Verdunstungshöhe basiert auf der Beziehung von Renger & Wessolek (DVWK, 1996), die aus umfangreichen Feldversuchen zur Ermittlung der realen Verdunstung für verschiedene Landnutzungsarten (Ackerland, Grünland, Laubwald, Nadelwald) abgeleitet wurde. Der Gültigkeitsbereich der von Renger und Wessolek angegebenen Beziehung ist auf ebene, grundwasserferne und unversiegelte Standorte beschränkt. (Hennings, 2000) gibt für das Verfahren eine maximale Hangneigung von 3,5% an. Darüber hinaus gelten noch klimatologische Einschränkungen. Bei landwirtschaftlicher Nutzung soll der Jahresniederschlag 800mm und bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1300 mm nicht überschreiten. Wie sich in Kap. 8.8. (Modellvalidierung des Wasserhaushaltsmodells GROWA) zeigen wird, ließ sich der Wasserhaushalt trotz dieser Einschränkung und auch ohne Implementierung der Erweiterung der Beziehung von Renger & Wessolek (DVWK, 1996) durch die TUB/BGR (…) in den niederschlagsarmen Teilräumen Sachsen-Anhalts gut abbilden.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von (Kunkel & Wendland, 2002), (Bogena *et al.*, 2005) und (Tetzlaff *et al.*, 2004) Erweiterungen der Methodik im Hinblick auf die Berücksichtigung von Relief, Grundwassereinfluss, Versiegelung und Geologie vorgenommen. Die Gesamtabflusshöhen werden nach diesem Ansatz nach der folgenden Beziehung berechnet:

$$\begin{aligned} Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\ &= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log\left(W_{pfl}\right) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g \right] \end{aligned} \qquad \text{Gl.3–3}$$

mit:	Etreal	=	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f_h:	=	topgraphischer Korrekturfaktor	(-)
	N_j	=	Jahresniederschlagshöhe	(mm/a)
	N_{So}:	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr	(mm/a)
	N_{Wi}:	=	Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr	(mm/a)
	W_{pfl}:	=	pflanzenverfügbare Bodenwassermenge	(mm)
	ET_{pot}:	=	mittlere jährliche potenzielle Verdunstung	(mm/a)
	V:	=	Versiegelungsgrad	(%)
	a-g:	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten (a...g) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können der folgenden Tabelle entnommen werden:

Tabelle 3-1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach Renger & Wessolek (DVWK, 1996)

Landnutzung	a	b	c	d	e
Ackerland	0,08	0,39	153	0,12	-109
Grünland	0,10	0,48	286	0,10	-330
Nadelwald	0,29	0,33	166	0,19	-127
Laubwald	0,047	0,047	0	0,02	430,1

Den Definitionen nach DIN 4059 folgend wird der Gesamtabfluss im GROWA-Modell in die vier Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss, (natürlicher) Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt:

$$Q_{Ges} = Q_O + Q_D + Q_Z + Q_{Gw} \qquad \text{Gl.3–4}$$

mit:	Q_{Ges}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	[mm/a]
	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	[mm/a]
	Q_D	=	mittlere jährliche Dränabflusshöhe	[mm/a]
	Q_Z	=	mittlere jährliche Zwischenabflusshöhe	[mm/a]
	Q_{Gw}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	[mm/a]

Diese Abflusskomponenten werden durch zeitlich konstante Abflussanteile beschrieben, die jeweils von verschiedenen Standortkenngrößen abhängig sind:

$$Q_{Ges} = r_o \cdot Q_{Ges} + r_d \cdot Q_{Ges} + r_z \cdot Q_{Ges} + r_b \cdot Q_{Ges} \qquad \text{Gl.3–5}$$

mit:	r_o	=	Oberflächenabflussanteil	(-)
	r_d	=	Dränabflussanteil	(-)
	r_z	=	Zwischenabflussanteil	(-)
	r_b	=	Basisabflussanteil	(-)

3.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses

Die Oberflächenabflusshöhe ist eine wichtige Grundlage für die Bestimmung der durch Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer transportierten Nährstoffe. Vor allem als Eintragspfad für Phosphor spielt die Abschwemmung eine wesentliche Rolle.

Das Auftreten von Oberflächenabfluss ist im Allgemeinen an Starkregenereignisse gebunden und auf stark reliefierte Mittelgebirgsregionen und grundwassernahe Standorte beschränkt. Aus diesem Grund erfolgt die Ermittlung des Oberflächenabflusses bei hydrologischen Fragestellungen oft mit zeitlich hoch aufgelösten Modellen. Aufgrund der vom RAUMIS-Modell ausgewiesenen mittleren langjährigen Nährstoffüberschüsse war eine ereignisbezogene Ermittlung der Höhe des Oberflächenabflusses bzw. der über Abschwemmung und Erosion in die Oberflächengewässer gelangenden N- und P-Frachten im Rahmen des Projektes nicht angemessen.

Die Bestimmung der über Abschwemmungs- und Erosionsvorgänge in die Oberflächengewässer eingetragenen Nährstoffüberschüsse erfolgte daher über eine Verknüpfung mit den im langjährigen Mittel zu erwartenden Oberflächenabflusshöhen. Zu deren Berechnung wurde ein Ansatz verwendet, in dem die Höhe des Oberflächenabflusses als von der Niederschlagshöhe abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe ausgedrückt wird (US Soil Conservation Service, 1972):

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot \left(N_{Jahr} - 500\right)^{1,65} \qquad \text{Gl.3–6}$$

mit:	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)
	N_{Jahr}	=	mittlere jährliche Niederschlagshöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Nach dieser Gleichung wird für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag ein sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Im langjährigen Mittel sollte der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss in Sachsen-Anhalt deshalb relativ gering sein.

Ob und in welchem Umfang der auf einer Rasterzelle gebildete Oberflächenabfluss ein Oberflächengewässer erreicht, hängt noch von einer Reihe weiterer Einflussfaktoren ab. Hierzu zählen z.B. die Landnutzung, die Hangneigung und die Anbindung der Einzelflächen an das Gewässernetz (siehe auch Kapitel 4.2).

3.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe

Die Sickerwasserrate, die die Höhe der Nitratkonzentration im Sickerwasser maßgeblich beeinflusst, ergibt sich aus der Differenz von Gesamt- und Oberflächenabfluss:

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \qquad \text{Gl.3–7}$$

mit:	Q_{SW}	=	Sickerwasserrate	(mm/a)
	Q_{ges}	=	Gesamtabfluss	(mm/a)
	Q_O	=	Oberflächenabfluss	(mm/a)

3.5 Separation von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Dränabfluss

Die in den Boden einsickernden Abflussanteile gelangen als natürlicher Zwischenabfluss, Dränageabfluss oder als Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer. Zur Ermittlung der Zusickerungsraten zum Grundwasser (Grundwasserneubildungshöhe) wird im GROWA-Modell eine Abflussseparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile durchgeführt. Hierbei wird die Basisabflusshöhe im langjährigen Mittel als konstanter, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängiger Anteil an der Gesamtabflusshöhe beschrieben:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \qquad \text{Gl. 3-8}$$

mit:	Q_{gw}	=	mittlere jährliche Grundwasserneubildungshöhe	(mm/a)
	BFI	=	Basisabflussanteil	(-)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)

Es wurde ein hierarchischer Ansatz verwendet, bei dem jeweils nur eine Gebietskenngröße als bestimmend für den Basisabflussanteil angesehen wird. Weitere Parameter werden erst dann betrachtet, wenn die primäre Gebietskenngröße nicht relevant ist. Jeder Eigenschaft wird dabei ein charakteristischer BFI-Wert zugeordnet. Der hierarchische Ansatz ist sechsstufig gegliedert (vgl. Abbildung 3-2).

Hierbei wird wird für den betreffenden Standort zunächst bestimmt, ob eine nennenswerte Versiegelung vorliegt. Liegt keine Versiegelung vor wird überprüft, ob eine künstliche Entwässerung landwirtschaftlich genutzter Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall werden nach dem Ansatz von Kuhr und Tetzlaff (Kuhr, 2006; Tetzlaff *et al.*, 2008) potenziell gedränte landwirtschaftliche Nutzflächen ausgewiesen und in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Bodennutzung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. (vgl. Kapitel 7.5). Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bo-

denhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird ausschließlich die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

Abbildung 3-2: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell

Für die sechs abflussrelevanten Gebietseigenschaften (siehe Abbildung 3-2)) wurden unterschiedliche Standortklassen definiert, denen jeweils ein BFI-Wert zugeordnet wurde. Dies sind im Detail:

- Versiegelungsklassen zur Ausweisung der Grundwasserneubildung in urbanen Regionen entsprechend des Versiegelungsgrades.
- Klassen zur Berücksichtigung künstlich entwässerter Regionen
- Klassen zur Unterscheidung des Einflusses des Grundwasserflurabstandes (in Lockergesteinsbereichen).
- Klassen zur Differenzierung des Staunässeeinflusses (in Lockergesteinsbereichen).
- Neigungsklassen zur Berücksichtigung des Einflusses der Hangneigung (in Lockergesteinsbereichen), sowie
- Klassen zur Berücksichtigung des Einflusses der geologischen Untergrundverhältnisse

Die Basisabflussanteile wurden anhand gemessener Abflusswerte für die betrachtete Zeitreihe einzugsgebietsbezogen kalibriert. Hierzu wurde die Summe der BFI-Werte jedes Standortparameters eines Einzugsgebietes, gewichtet mit dem jeweiligen Flächenanteil, mit den beobachteten BFI-Werten verglichen. Die BFI-Werte der Standortmerkmale wurden in einem nächsten Schritt so variiert, dass die Übereinstimmung zwischen den berechneten und gemessenen einzugsgebietsbezogenen Werten für alle betrachteten Einzugsgebiete optimal war. Das bestimmende Maß hierfür war das Minimum der kleinsten Fehlerquadrate (Maximum Likelihood). Zur Abtrennung der Grundwasserneubildung aus den gemessenen Pegelwerten wurde in Lockergesteinsregionen das Verfahren nach Wundt (Wundt, 1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (Kille, 1970) angewandt. Als Ergebnis der Kalibrierung ergab sich ein Satz von BFI-Werten, der für die Gesamtheit der betrachteten Einzugsgebiete zu einer optimalen Anpassung führt. Dieser Parametersatz wurde anschließend flächendeckend angewendet.

3.6 Datengrundlagen

Für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem Modell GROWA werden umfangreiche klimatische, topographische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen sowie ein flächendeckender Datensatz zur Bodenbedeckung benötigt (siehe Tabelle 3-2). Die Daten werden im Allgemeinen bestehenden digitalen thematischen Datenbeständen entnommen. Bei der Auswahl der Datensätze für eine landesweite Anwendung ist es entscheidend, dass sie einerseits flächendeckend verfügbar sind und andererseits eine hohe räumliche Auflösung aufwiesen.

Tabelle 3-2: Datengrundlagen für die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA

Datengrundlagen	
Bodenbedeckung	Landnutzungskategorie
Klima	Niederschlag (Mai–Oktober) Niederschlag (Nov.–April) Potentielle Verdunstung
Topographie	Hangneigung Hangexposition
Bodenparameter	Pflanzenverfügbares Bodenwasser Grundwassereinfluss Staunässeeinfluss
Geologie	Hydrogeologische Gesteinseinheiten
Grundwassergleichen	Flurabstand
Dränierte Flächen	Flurabstand / Vernässungsgrad Bodentyp Bodenbedeckung

4 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Mit den gekoppelten Modellen GROWA-DENUZ-WEKU des FZ Jülich wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Sachsen – Anhalts über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen. Hierzu werden die Modelle DENUZ (Kunkel & Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel & Wendland, 1997) die in Kapitel 4.1 und 4.3 erläutert werden, mit flächendifferenzierten Angaben zur auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden verknüpft.

Abbildung 4-1 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen N-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer. Grundlage für eine nach den Abflusskomponenten differenzierende, eintragspfadbezogene Quantifizierung der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer ist die flächendifferenzierte Simulation der Wasserhaushaltssituation mit dem GROWA-Modell (Kapitel 3).

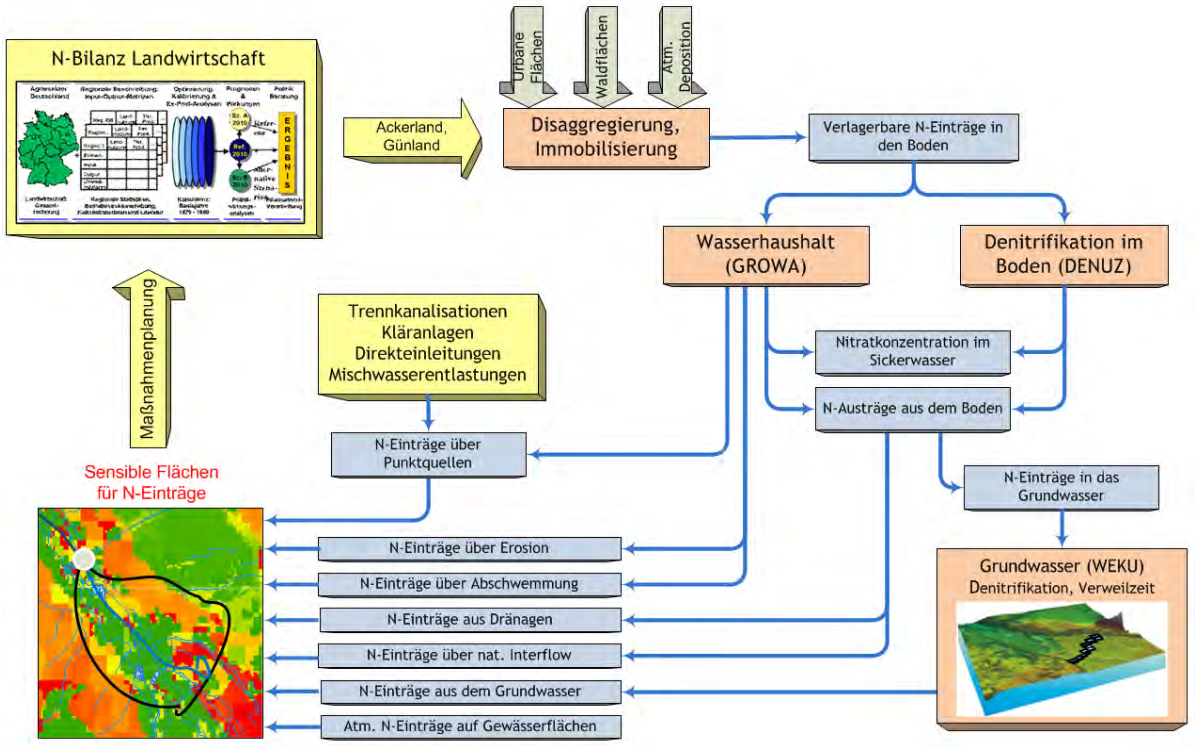


Abbildung 4-1: Schematische Darstellung diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)

Aus dem Gesamtabfluss werden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasserneubildung (Basisabfluss, Grundwasserabfluss) bestimmt, welche die Hauptaustragspfade für den N-Eintrag darstellen. Gekoppelt an die Abflusskomponenten gelangen die N-Einträge mit unterschiedlicher Zeitverzögerung in die Oberflächengewässer. Auf dem Transport in der ungesättigten Zone und im Grundwasserraum unterliegt das Nitrat Abbauprozessen, durch die Belastungen unterliegender Gewässersysteme je nach Standortbedingung deutlich verringert werden können, sofern die Abbaukapazität der Gesteins- und Sedimentformationen nicht überschritten wird.

Der Nitratabbau im durchwurzelten Boden wird im DENUZ-Modell auf Basis einer gebietsumfassenden Klassifizierung des Nitratabbaupotentials in Boden vorgenommen und die jeweiligen Abbauverluste als Funktion der jeweiligen Standorteigenschaften unter Zugrundelegung

einer Michaelis-Menten Kinetik flächendifferenziert quantifiziert. Da der Nitratabbau in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs in modellhafter Annahme vernachlässigt wurde, sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss sowie über den Dränabfluss damit bereits an dieser Stelle bestimmt.

Zur Bestimmung der grundwasserbürtigen N-Einträge in die Vorfluter wird zunächst der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bestimmt. Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 80% zur Grundwasserneubildung beiträgt, so bedeutet dies gleichsam, dass 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, ist also der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland 1997; 2000; 2006; Wendland et al. 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

Die WEKU-Modellierung beinhaltet eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im oberen Grundwasserleiter. Diese Verweilzeitenanalyse ist vor allem für die u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierte Grundwässer entscheidend. Die Einstufung in reduzierte und oxidierte Aquifere erfolgt auf der Basis von Grundwassergütedaten.

Die modellierten N-Einträge in die Oberflächengewässer werden anhand von im Flusslauf gemessenen Nitratkonzentrationen auf Plausibilität überprüft. Bei der Plausibilitätsüberprüfung der Modellrechnungen ist zu berücksichtigen, dass die in einem Flusslauf realisierten Nährstofffrachten sich nicht nur aus den diffusen Einträgen zusammensetzen, sondern immer auch einen Anteil an punktuellen Einträgen aufweisen. Dementsprechend werden die N-Einträge über Trennkanalisationen, kommunale Kläranlagen und industriellen Direkteinleitungen sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen.

4.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische N-Deposition ist eine diffus wirkende N-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische N-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der N-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die N-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der N-Einträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Die durch atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eingetragenen Stickstoffmengen wurden basierend auf den von (Gauger *et al.*, 2008) ermittelten Werten der atmosphärischen N-Deposition abgeleitet (siehe Kapitel 9.1). Gebietskulisse hierfür waren sämtliche Wasserflächen des DLM25, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z.B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle.

Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der flächenhaft für das Bundesland vorliegenden N-Depositionswerte mit den ausgewiesenen Wasserflächen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt.

4.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Über die Abschwemmung wird gelöster Stickstoff (Nitrat) mit dem Oberflächenabfluss (d.h. an der Erdoberfläche) in den Vorfluter eingetragen. Die flächendifferenzierte Modellierung der N-Einträge über Abschwemmung setzt daher eine Modellierung der Höhe des Oberflächenabflusses voraus (vergleiche Kapitel 3.3). Zu nennenswerten Abschwemmungsprozessen bis ins Oberflächengewässer kommt es aber nur von Flächen mit folgenden Standortbedingungen:

- Böden mit Lehm im Oberboden
  Hierbei wird davon ausgegangen, dass sich in Lehmböden aufgrund ihrer geringen Durchlässigkeit im Oberboden wassergesättigte Verhältnisse ausbilden können, die Abschwemmungsprozesse begünstigen.
- Landwirtschaftlich genutzte Flächen
  Hierbei wird unterstellt, dass es nur auf Acker- und Grünlandflächen zur Bildung von Oberflächenabfluss und damit Abschwemmungsprozessen kommt.
- Flächen ohne künstliche Entwässerung
  Künstliche Entwässerungssysteme wurden angelegt, um die Versickerung und den Transport von Wasser im Boden zu beschleunigen. Folglich ist davon auszugehen, dass Abschwemmungsprozesse nur auf Flächen auftreten, die nicht künstlich entwässert werden.
- Flächen mit einer Hangneigung über 2%
  Hierbei wird unterstellt, dass nur Flächen mit einer Hangneigung > 2% nennenswerte Oberflächenabflusshöhen aufweisen.
- Flächen mit direkter Anbindung an ein Oberflächengewässer
  Hierbei wird unterstellt, dass nur von Flächen mit einer direkten Anbindung an ein Oberflächengewässer Abschwemmungsprozessen unterliegen.

Zur Modellierung des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über Abschwemmung werden darüber hinaus diejenigen Flächen identifiziert, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben. die an Fließwege angeschlossen sind. Die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Teilflächen zeichnen sich also durch eine Hangneigung von mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung darstellen.

Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe bestimmt. Für diese Teilflächen wird dann unterstellt, dass ein dem Anteil des Oberflächenabflusses entsprechender Anteil der verlagerbaren N-Menge im Boden über Abschwemmung in die Oberflächengewässer gelangt.

4.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden hierzu keine Modellierungen mit MEPhos vorgenommen sondern es wurde auf Ergebnissen des Projekts „Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge in Sachsen-Anhalt“ aufgesetzt, das im Auftrag von LHW, LLFG und LAGB durchgeführt wurde (Geoflux 2007).

Die Höhe der partikulären N-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom N-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-N zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten standen aus Sachsen-Anhalt für dieses Projekt nicht zur Verfügung. Daher wurde mit 2000 mg/kg der gleiche Oberbodengehalt wie in der Studie Geoflux (2007) verwendet, der sich in ähnlicher Größenordnung bewegt wie die von Behrendt et al. (1999) verwendeten Gehalte.

4.4 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)

Die im Boden vorliegenden verlagerbaren N-Mengen gelangen im Allgemeinen nicht vollständig in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer. Durch mikrobielle Umsetzungsprozesse im Boden kann ein Teil der organischen und mineralischen Stickstoffverbindungen in reduzierte gasförmige Stickstoffverbindungen umgewandelt werden, die den Bodenraum in die Atmosphäre verlassen können. Das Ausmaß und die Kinetik der Denitrifikation im Boden hängen in komplexer Weise von einer Vielzahl verschiedener Einflussfaktoren ab. Begünstigend für eine Denitrifikation im Boden sind beispielsweise eine hohe Bodenfeuchte, hohe Bodendichten und hohe Bodentemperaturen. Im Gegensatz dazu ist mit einer gehemmten Denitrifikation bei zur Versauerung neigenden Böden und mit einem reduzierten Humusgehalt zu rechnen (Hoffmann, 1991; Köhne & Wendland, 1992; Kreins *et al.*, 2010; Kunkel & Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland *et al.*, 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \qquad \text{Gl.4–1}$$

mit:	N(t):	N-Gehalt im Bodens nach der Verweilzeit t	[kg N/(ha a)]
	t:	Verweilzeit	[a]
	D_{max}:	maximale Denitrifikationsrate	[kg N/(ha a)]
	k:	Michaelis-Konstante	[kg N/(ha a)]

D_{max} bezeichnet hierbei die von den Milieubedingungen abhängige maximale Denitrifikationsrate eines Bodens, die sich aus Bodeneigenschaften ableiten lässt. Hierzu wurde auf eine in Niedersachsen erstellte Studie zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten voneinander unterscheiden (siehe Tabelle 4-1). Da sich die in Sachsen-Anhalt vorkommenden Böden nicht grundlegend von den Böden in Niedersachsen unterscheiden, wurden die Böden Sachsen-Anhalts entsprechend klassifiziert.

Tabelle 4-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden nach (Wienhaus et al., 2008)

Denitrifikationsstufe	Jährlicher N-Abbau [kg N/(ha a)]	Grund-/ Stauwasserein-fluss	Geologische Ausgangssubstrate	Bodentypen (Beispiele)
1: sehr gering	< 10 **[10]**	**[trocken]** ganzjährig keine Wassersättigung	**[gering humos]** flachgründig verwitterte Festgesteine, tiefgründig verwitterte sandige Festgesteine, sandige Lockergesteine	Felshumusboden, Syrosem[1], Ranker, Regosol[1], Rendzina, Braunerde[1], Podsol[1]
2: gering	10 – 30 **[20]**	**[trocken]** ganzjährig keine Wassersättigung	**[humos]** Alluvium, Kolluvium; schluffige und tonige Lockergesteine, erhöhte Humusgehalte, auch im Unterboden	Pararendzina[1], Parabraunerde[1], Pelosol, Tschernosem[2], Auenboden[2], Kolluvisol[1], Plaggenesch[1)]
		[zeitweise nass] Grund- oder Stauwasserein-fluss	**[gering humos]** sandige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Podsol-Gley (Sand-Gley); Pseudogley
3: mittel	30 – 50 **[40]**	**[zeitweise nass]** Grund- oder Stauwasserein-fluss	**[gering humos]** schluffig-lehmige Lockergesteine, geringe Humusgehalte	Gley-Pseudogley, Pseudogley-Gley, Haftnässepseudogley
4: hoch	50 – > 150 **[60]**	**[zeitweise nass]** Grund- oder Stauwasserein-fluss	**[humos]** nicht sandige, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine	Gley, Stagnogley, Gley-Auenboden[3]
		Grundwasser nur zeitweise im Torfkörper	**[Torfe]** Hoch- und Niedermoortorfe	Niedermoor, Hochmoor
5: sehr hoch	>> 150 **[100]**	**[nass]** ganzjähriger Grundwasserein-fluss (MHGW ≤ 6 dm)	**[humos – reduzierter Schwefel]** Tschernosem, fluviale, limnogene und marine Lockergesteine, (Gesteine mit hohem Anteil an C und reduziertem S[4])	Gley-Tschernosem, Marschböden
			[Torfe] Torfe, torfhaltige Substrate, organische Mudden	Niedermoor, Hochmoor, Moorgley, Organomarsch

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach (Köhne & Wendland, 1992) auf Werte zwischen 18,7 kg N/(ha a) (schlechte Denitrifikationsbedingungen) und 2,5 kg N/(ha a) (gute Denitrifikationsbedingungen) gesetzt. Das Ausmaß des Nitratabbaus wird hierbei durch die Verweilzeit des Sickerwassers in der durchwurzelten Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

1 bei mittleren bis starken Gley- oder Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher.
2 bei mittleren bis starken Pseudogleymerkmalen eine Stufe höher
3 bei organischer Substanz > 1 % oder Sulfitvorkommen im gesättigten Bereich eine Stufe höher
4 z. B. Lias, Untere Kreide und Braunkohle- bzw. pyrithaltige Geschiebelehme

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl.4–2) wird dabei aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller & Raissi, 2002), wobei der Index i läuft dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{SW}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \qquad \text{Gl.4–2}$$

mit:	t_{Boden}	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	[a]
	Q_{sw}:	Sickerwasserrate	[mm/a]
	nFK:	Wasserspeichervermögen (nutzbare. Feldkapazität)	[mm/dm]
	d	Schichtmächtigkeit	[dm]

Die Denitrifikation im Boden, in Gl.4–3 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl.4–1 berechnet wird, und der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden.

$$d_{Boden} = \frac{N\left(D_{\max}, k, N_0, t_{\text{Boden}}\right)}{N_0} \qquad \text{Gl.4–3}$$

mit:	d_{Boden}	Relative Denitrifikationsverluste im Boden	[-]
	N:	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge unter der Wurzelzone	[kg N/(ha a)]
	N_0:	Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden	[kg N/(ha a)]

4.4.1 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den verlagerbaren Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können nach Gl.4–3 die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet und die N-Austräge N(t) aus dem Boden quantifiziert werden. Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate (Q_{SW}) lässt sich hieraus die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser (c_{NO3}) berechnen:

$$c_{NO_3} = \frac{443 \cdot N(t)}{Q_{Sw}} \qquad \text{Gl.4–4}$$

mit:	C_{NO3}:	Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	(mg/L)
	N(t):	Nitrat-N-Austräge aus dem Boden nach Verweilzeit t	[kg N/(ha a)]
	Q_{Sw}:	Sickerwasserrate	[mm/a]

4.4.2 Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten

Eine Reihe von Untersuchungen belegen, dass in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs kein nennenswerter Nitratabbau stattfindet (Obermann, 1981; Schulte-Kellinghaus, 1987; Voss, 1985). Andere Untersuchungen (mündl. Aussage Herr Schroedter am 8.10.2013 unter Bezugnahme auf Angaben der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft (DBG)) haben dagegen gezeigt, dass der Nitratabbau in den Grundwasserdeckschichten regional durchaus beachtlich sein kann, z.B. in Regionen, in denen eine DOC-Einwaschung stattgefunden hat und ein Luftabschluss auftritt. Aufgrund unzureichender Da-

tengrundlagen konnten Gebiete, in denen solche Schichten im Untergrund anstehen, jedoch nicht regionalen ausdifferenziert werden. Auf eine Ausweisung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten wurde deshalb generell verzichtet. Vereinfachend wurde stattdessen davon ausgegangen, dass die quantifizierten Stickstoffausträge aus dem Boden bzw. die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser also die Mengen bzw. Konzentrationen darstellen, die in das Grundwasser oder über die Direktabflusskomponenten „künstliche Entwässerungssysteme“ (Dränabfluss) oder „natürlicher Zwischenabfluss“ in die Vorfluter eingetragen werden.

Geht man davon aus, dass die N-Austräge aus dem Boden nach der Passage der Wurzelzone festgelegt sind, d.h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, so teilen sich die N-Einträge ins Grundwasser bzw. in die Oberflächengewässer entsprechend den Ergebnissen des GROWA-Modells für das Verhältnis Grundwasserneubildung / Direktabfluss auf. Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d. h. die schnell abfließenden Wasserhaushaltskomponenten (natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer.

Wenn die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA also ergeben hat, dass der Gesamtabfluss in einer Rasterzelle zu 20% über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) erfolgt, so bedeutet dies, dass 20% der N-Austräge aus dem Boden über künstliche Entwässerungssysteme (bzw. natürlichen Zwischenabfluss) in die Vorfluter gelangen. Umgekehrt bedeutet dies, dass 80% des Gesamtabflusses über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Auf diese Weise werden dann gleichsam, dass 80% der N-Austräge aus dem Boden über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter gelangen. Für diesen Teil der aus dem Boden ausgewaschenen N-Mengen, ist also der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel & Wendland, 1997; Kunkel & Wendland, 2000; Kunkel & Wendland, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

4.5 Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)

Gelangt Nitrat mit dem neu gebildeten Grundwasser in den Aquifer, so ist dessen Ausbreitung, neben den hydrogeologischen Bedingungen, auch von Abbauprozessen im Aquifer abhängig. Nitrat kann über mikrobiell gesteuerte Redox-Reaktionen mineralisiert, also in N_2O oder N_2 reduziert werden. Die Denitrifikation kann anhand der Stoffwechselart der beteiligten Bakterien in die heterotrophe Denitrifikation und die autotrophe Denitrifikation unterschieden werden. Denitrifikationsprozesse, die auf organische Kohlenstoffquellen angewiesen sind, werden als heterotroph bezeichnet.(Obermann, 1981). Erfolgt der Nitratabbau dagegen unter Beteiligung von Pyrit, so spricht man von autotropher Denitrifikation (Kölle, 1990).

Die Reaktionskinetik der autotrophen Denitrifikation wurde von (Böttcher *et al.*, 1985; Böttcher *et al.*, 1989) auf der Basis umfangreicher mehrjähriger Geländeuntersuchungen im Anströmungsbereich eines Brunnens des Wasserwerks Fuhrberg unter Berücksichtigung wichtiger Randbedingungen (z.B. Höhe der Grundwasserneubildung, Stoffkonzentration im neu gebildeten Grundwasser, Konzentrations-Tiefenfunktionen des Grundwassers, Rohwasserkonzentration des Förderbrunnens, Analyse des Grundwasserströmungsfeldes) bestimmt. Danach kann die Abnahme der Nitratkonzentration im Aquifer bei bestimmender autotropher Denitrifikation durch eine Reaktion erster Ordnung beschrieben werden (vgl. Kapitel 4.5.2). Zur Modellierung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer müssen daher im Wesentlichen drei Größen bekannt sein:

1. die Nitrateinträge in den Aquifer
2. das Nitratabbauvermögen bzw. die Kinetik des Nitratabbaus im Aquifer

3. die Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer

Die Verfahrensweise zur Bestimmung der Höhe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser wurde im letzten Kapitel bereits beschrieben. Im Folgenden wird näher auf die Quantifizierung der beiden anderen Größen eingegangen.

4.5.1 Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer

Bei der Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratausträge in die Oberflächengewässer spielt, neben den kinetischen Parametern der Denitrifikation im Grundwasser, insbesondere das Weg-/Zeitverhalten der grundwasserbürtigen Abflusskomponente eine entscheidende Rolle. Zur Modellierung der Verweilzeiten ist es erforderlich, eine Vorstellung über die im Aquifer ablaufenden Strömungsvorgänge zu entwickeln. Bei mikro- und mesoskaligen Untersuchungsgebieten kann dies durch eine numerische Grundwassermodellierung erfolgen, bei der die Druckverhältnisse im Aquifer durch Berücksichtigung von Erkenntnissen aus Bohrdaten, Grundwasserständen und/oder hydrogeologischen Schnitten tiefenaufgelöst nachgebildet werden können.

Für gesamte Bundesländer stehen hingegen im Allgemeinen nur Datengrundlagen ohne detaillierte Tiefenauflösung zur Verfügung. Da auch keine Bohrprofile, Grundwasserstände oder hydrogeologische Schnitte in ausreichender Menge auf Landesebene vorliegen, kann lediglich eine zweidimensionale Modellierung der Verweilzeiten des Grundwassers bzw. des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser vorgenommen werden. Hierbei wird vereinfachend angenommen, dass das Grundwasser entlang der Grundwasseroberfläche in ein Oberflächengewässer abströmt.

Das WEKU-Modell (Kunkel, 1994; Kunkel & Wendland, 1997; Kunkel & Wendland, 1999; Wendland, 1992; Wendland et al., 2004) bietet die Möglichkeit, eine realistische Abbildung des Weg-/Zeitverhaltens der grundwasserbürtigen Abflusskomponenten basierend auf zweidimensionalen, landesweit verfügbaren Datengrundlagen vorzunehmen. Mit dem WEKU-Modell kann abgeschätzt werden, welche Zeiträume das in den Aquifer eingesickerte Wasser benötigt, um nach der Passage der grundwasserführenden Gesteinseinheiten einen Fluss, einen See oder das Meer zu erreichen. Das Modell ist für die Betrachtung meso- und makroskaliger Einzugsgebiete entwickelt worden, arbeitet rasterbasiert und ist auf den oberen Aquifer bezogen.

Die hierzu benötigten Informationen können aus Grundwassergleichenplänen und hydrogeologischen Übersichtskarten abgeleitet werden Die natürliche Heterogenität der betrachteten Aquifere, aber auch Unsicherheiten in den Datengrundlagen, werden durch eine stochastische Betrachtungsweise berücksichtigt (Kunkel, 1994; Kunkel & Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilitäten der Modelleingabegrößen auf die berechneten Fließstrecken und Grundwasserverweilzeiten quantifiziert werden. Als Ergebnis erhält man eine Verteilung von Fließstrecken bzw. Grundwasserverweilzeiten für jede Eintragszelle. Dies ermöglicht es, neben der Angabe mittlerer Werte auch Aussagen über Streubreiten und Vertrauensbereiche zu treffen. In Abbildung 4-2 ist der Verfahrensgang der WEKU-Verweilzeitenmodellierung schematisch dargestellt.

Die Modellierung umfasst drei Schritte. In einem ersten Schritt wird zunächst aus Grundwassergleichenplänen und anderen Datengrundlagen ein digitales Höhenmodell der Grundwasseroberfläche des oberen Aquifers erstellt. Aus diesem Höhenmodell wird für jede Rasterzelle der hydraulische Gradient $\vec{\nabla} j$ nach Betrag und Richtung sowie die grundwasserwirksamen Vorfluter ermittelt.

Im zweiten Schritt wird die Abstandsgeschwindigkeit berechnet. Die Abstandsgeschwindigkeit charakterisiert die Bewegung eines Wasserteilchens zwischen zwei Punkten in der Fließrichtung des Grundwassers. Die zur Berechnung der Abstandsgeschwindigkeit benötigten Kenngrößen sind der Durchlässigkeitsbeiwert, der nutzbare Hohlraumanteil und der hydraulische Gradient:

$$\vec{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \vec{\nabla} j \qquad \text{Gl.4–5}$$

mit:

v_a:	Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	(m/s)
k_f:	Durchlässigkeitsbeiwert der Grundwasser führenden Gesteine	(m/s)
n_f:	nutzbarer Hohlraumanteil der Grundwasser führenden Gesteine	(-)
∇j:	hydraulischer Gradient	(-)

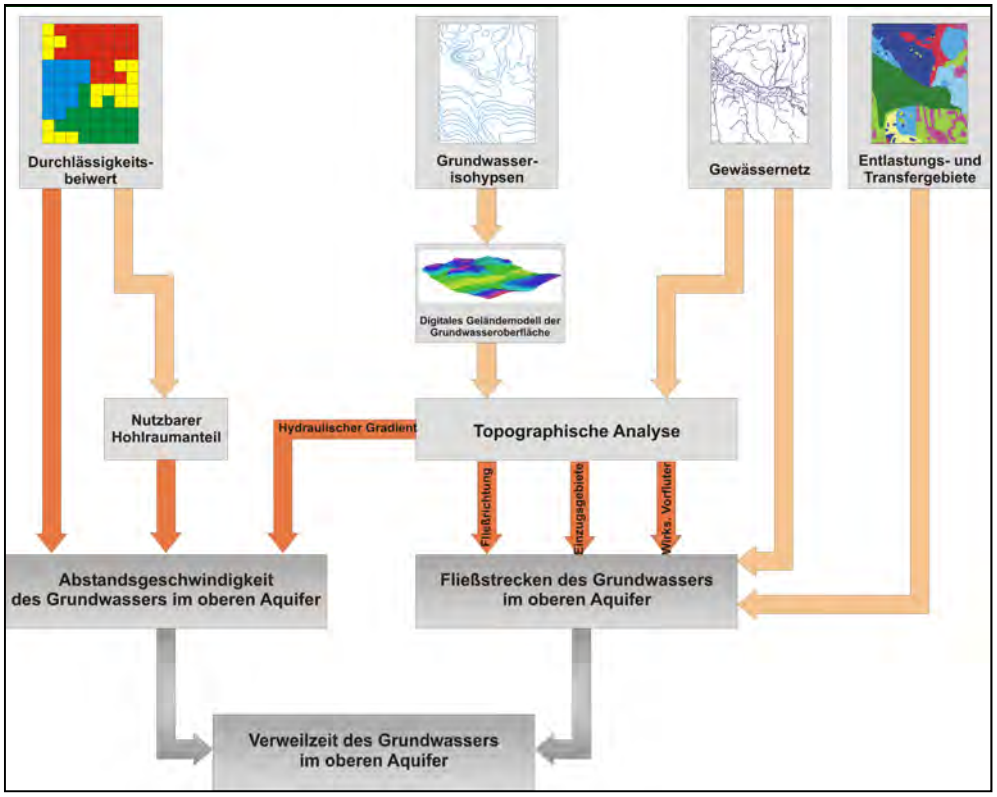


Abbildung 4-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Verweilzeitenmodellierung

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Für Sachsen-Anhalt liegen diesbezüglich Wertebereiche in der Hydrogeologischen Karte 1:50000 vor. Eine Bewegung des Grundwassers im Aquifer ist nur möglich, wenn zusammenhängende Hohlräume vorhanden sind. Je größer der Hohlraumanteil eines Gesteins ist, desto besser kann das Grundwasser den Aquifer durchströmen. Der Gesamthohlraumanteil eines Grundwasserleiters ist eine dimensionslose Größe und entspricht dem Verhältnis von Hohlraumvolumen und Gesamtvolumen des Aquifers. Als nutzbaren Hohlraumanteil bezeichnet man den Anteil des Gesamthohlraums, der nicht durch adhäsiv gebundenes Wasser belegt ist, der also effektiv für die Grundwasserbewegung zur Verfügung steht. Da Daten zu nutzbaren Hohlraumanteilen im Allgemeinen nicht flächendeckend zur Verfügung stehen, ist man auf Abschätzungen angewiesen. Für Lockergesteine wurde eine durch eine Potenzfunktion beschriebene Korrelation von Durchlässigkeitsbeiwert und nutzbarem Hohlraumanteil nach (Ahuja *et al.*, 1988) verwendet, während für Festgesteinsregionen im Allgemeinen Literaturwerte herangezogen werden müssen.(Kunkel, 1994; Kunkel & Wendland, 1999).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen nach Gl.4–5 zunächst die Verweilzeit des Grundwassers in den einzelnen Rasterzel-

len berechnet. Anschließend wird die Verweilzeit des Grundwassers vom Eintritt in den Aquifer bis zum Austrag in einen Vorfluter ermittelt.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})}$$

Gl.4–6

mit: $t(r_0)$: Verweilzeit für das Ausgangselement r_0 für den gesamten Fließweg (s)
$\vec{r}$: Ortsvektor einer Rasterzelle auf dem jeweiligen Fließweg (m)

Bei der Analyse des Weg-/Zeitverhaltens des Grundwassers im oberen Aquifer wird also immer der gesamte Fließweg betrachtet, den das Grundwasser von der Einsickerung in den oberen Aquifer bis zum Austritt in den jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zurücklegt. Das digitale Höhenmodell der Grundwasseroberfläche ist dabei die zentrale Grundlage zur Nachbildung des lateralen Wassertransports im Aquifer, da aus ihm die Fließrichtung in jeder Elementarzelle direkt bestimmt werden kann. Aus den abgeleiteten Fließrichtungen ergeben sich die Fließpfade und Fließstrecken.

Die prinzipielle Vorgehensweise zur Ableitung der Fließwege des Grundwassers vom Eintrittsort in den Aquifer bis zum Austritt in ein Oberflächengewässer ist in Abbildung 4-3 illustriert. Dargestellt ist schematisch ein Ausschnitt des digitalen Höhenmodells der Grundwasseroberfläche, die grundwasserwirksamen Vorfluter und schattiert die Rasterzellen mit Vorfluterbesatz im DHM. Durch Pfeile sind die Fließrichtungen des Grundwassers in jeder Rasterzelle sowie exemplarisch drei vollständige Fließwege dargestellt. Die dick gezeichneten Linien geben die sich aus dem Höhenmodell ergebenden Einzugsgebietsgrenzen wieder. Die Verweilzeiten des Grundwassers ergeben sich durch die Addition der für die Einzelzellen berechneten Abstandsgeschwindigkeiten bzw. Verweilzeiten entlang des Fließwegs vom Eintrags- bis zum Austragsort.

Für einige Regionen, insbesondere Niederungsregionen, muss berücksichtigt werden, dass das Grundwasser flächenhaft empor quillt. In landwirtschaftlich genutzten Regionen werden solche Gebiete häufig künstlich entwässert. Die oben diskutierte Betrachtung der Fließwege bis hin zum regional grundwasserwirksamen Vorfluter würde für die betreffenden Regionen, die von Manhenke et al. (2001) als Grundwasserentlastungsgebiete bezeichnet werden, zu unrealistisch hohen Grundwasserverweilzeiten führen. Durch die künstliche Entwässerung sowie den aufwärts gerichteten Wasserstrom kommt es hier zu keiner nennenswerten Grundwasserneubildung, so dass die Ermittlung von Grundwasserverweilzeiten im Sinne der obigen Betrachtungsweise nicht zielführend ist. Es ist vielmehr davon auszugehen, dass hier das versickerte Niederschlagswasser dort innerhalb relativ kurzer Zeiträume über Dränabflüsse in die Vorfluter einspeist.

Die nach dem beschriebenen Verfahren und mit den oben aufgeführten Datengrundlagen berechneten mittleren Grundwasserverweilzeiten und grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Vorfluter geben jeweils die Zeiträume an, die das Grundwasser benötigt, um vom Ort der Einsickerung in den Grundwasserraum bis zum jeweiligen grundwasserwirksamen Vorfluter zu gelangen.

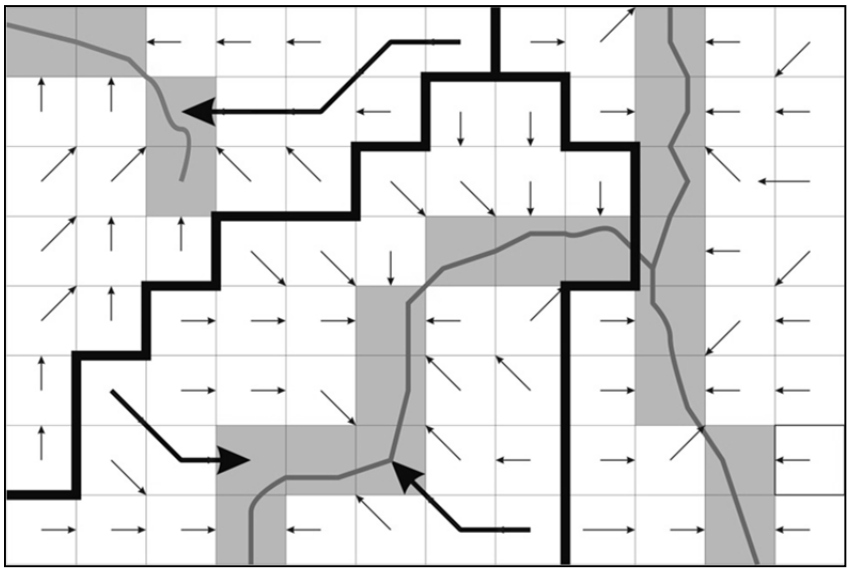


Abbildung 4-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell.

An dieser Stelle sei ausdrücklich betont, dass die berechneten Verweilzeiten sich immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt der grundwasserbürtige Abfluss beispielsweise in Gebieten, die künstlich entwässert werden, häufig weniger als 20 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

4.5.2 Modellierung des Nitratabbaus der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1mg NO_3/l auf (DVWK, 1992). Die weitgehende Nitratfreiheit dieser Grundwässer ist zumeist mit einer Sauerstofffreiheit verbunden, während in der Regel hohe Gehalte an zweiwertigem Eisen und Mangan (mehr als 0,2mg Fe(II)/l bzw. mehr als 0,05mg Mn(II)/l) auftreten (Kunkel *et al.*, 1999). Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organischer Substanzen. Daher ist oft auch der DOC, mit dem indirekt der Gehalt an organischer Substanz im Grundwasserleiter bestimmt wird, erhöht.

Um die grundwasserführenden Gesteinseinheiten nach dem Lösungsinhalt der relevanten Parameter in nitratabbauende (reduzierte) bzw. nicht nitratabbauende (oxidierte) Aquifere zu untergliedern, wurden Konzentrationsbereiche für die wesentlichen „Indikator-Parameter“ des Denitrifikationsvermögens im Aquifer definiert, die als Grenze für ein denitrifizierendes Milieu angesehen werden können (DVWK, 1992; Hannappel, 1996; Hölting, 1996; Leuchs, 1988; Obermann, 1981; Wendland & Kunkel, 1999). Bei diesen, in Tabelle 4-2 aufgeführten Werten muss beachtet werden, dass es sich hierbei nicht um genau definierte Grenzkonzentrationen von reduzierten und oxidierten Grundwässern handelt, sondern um Orientierungswerte, da beide Grundwassertypen in der Regel überlappende Konzentrationsbereiche aufweisen.

Das hydrochemische Milieu des Grundwassers hängt insbesondere von Wechselwirkungsprozessen des Wassers mit den durchströmten Gesteinen während der Untergrundpassage ab und kann über längere Zeiträume als wenig veränderlich angenommen werden. Fasst man Gesteine gleicher Lithologie und gleicher Hydrodynamik zusammen, so kann erwartet

werden, dass die so ausgewiesenen Gesteinseinheiten auch einen ähnlichen Lösungsinhalt aufweisen (Gabriel & Ziegler, 1997; Hannappel & Voigt, 1999; Kunkel, 1994; Wendland et al., 2008). Bei Vorliegen einer genügend großen Anzahl von Grundwassergütedaten aus mehreren Messstellen einer hydrogeologischen Gesteinseinheit ist es möglich, das hydrochemische Milieu bzw. das Nitratabbauvermögen für die betreffende Gesteinseinheit auf Basis der Lösungsinhalte der in Tabelle 4-2 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Tabelle 4-2: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland & Kunkel, 1999).

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierte Grundwässer
Nitrat	< 1 mg NO_3/l	Je nach Eintrag
Eisen (II)	> 0,2 mg/ Fe (II)/l	< 0,2 mg/ Fe (II)/l
Mangan (II)	> 0,05 mg Mn (II)/l	< 0,05 mg Mn (II)/l
Sauerstoff	< 2 mg O_2/l	> 2 mg O_2/l

Die Abnahme des Nitratgehaltes im Aquifer wird lässt sich durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben (Böttcher *et al.*, 1989):

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \qquad \text{Gl.4–7}$$

mit: N(t): Nitratgehalt im Grundwasser nach der Verweilzeit t
t: Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
k_n: Denitrifikationskonstante

Die Lösung der Differentialgleichung für den Anfangswert $N(t=0)=N_0$ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \qquad \text{Gl.4–8}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehalts im Grundwasser exponentiell mit der Verweilzeit im Grundwasser zur Folge. Die Berechnung der grundwasserbürtigen N-Austräge in die Vorfluter erfordert also die vollständige Betrachtung des Fließwegs des Grundwassers vom Eintrag in den Aquifer bis hin zum Austrag in den jeweiligen Vorfluter. Die Diskretisierung der Modellierung des Nitratabbaus erfolgt auf Rasterbasis, so dass sich der Nitratgehalt des Grundwassers nach dem Durchlaufen des Grundwassers durch eine Zelle aus der Grundwasserverweilzeit innerhalb der Zelle, dem N-Eintrag aus der Vorläuferzelle und der Denitrifikationskonstante ergibt.

Aus den Arbeiten von Böttcher im Fuhrberger Feld in der Nähe von Hannover lässt sich beispielsweise eine Reaktionskonstante zwischen 0,34 und 0,56 a^{-1} ableiten (Böttcher et al., 1989), was einer Halbwertszeit der Denitrifikation zwischen 1,2 und 2,1 Jahren entspricht. Untersuchungen von (van Beek, 1987) aus den Niederlanden ergaben eine Denitrifikationskonstante von $kn \approx 0{,}17\ a^{-1}$, neuere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für kn zwischen 0,2 a^{-1} und 0,5 a^{-1} (Walther *et al.*, 2003). Für reduzierte Aquifere in Sachsen-Anhalt wurde daher von einer Denitrifikationskonstante von $k_n = 0{,}34 \pm 0{,}1\ a^{-1}$ ausgegangen.

4.6 Simulation des N-Bilanzüberschusses mit STOFFBILANZ

Hinweis: Die im Kapitel 4.6 zitierte Literatur ist in den beiden Anlagen zum Bericht enthalten.

Die Stickstoffbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren. Im einfachsten Sinne ergibt sie sich als das Resultat von Stickstoffeinträgen und -verlusten. Die mittlere Stickstoffbilanz (N-BILANZ) für die weitere Modellierung mittels GROWA-DENUZ-WEKU wurde im Auftrag der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau des Landes Sachsen-Anhalt mit dem Modell STOFFBILANZ durch INL GmbH und GALF bR ermittelt. Im Anhang 1 ist eine Modellerläuterung angefügt GALF Stand 19.08.2010]. Die flächenbezogenen N-Bilanzen wurden für die Hauptnutzungsarten Ackerland, Grünland und Wald berechnet.

Im Modell werden neben den landwirtschaftlichen flächenbezogenen N-Bilanzen auch der organische und anorganische N-Pool (Umsatz- und Immobilisierungsprozesse) im Boden berücksichtigt, um eine Verbesserung der Abbildung von bewirtschaftungsbedingten Effekten zu erreichen. Die Vorteile dieser „erweiterten" Bilanz liegen insbesondere in der Tatsache, dass die An- oder Abreicherung von Stickstoff im Humus überschlägig abgebildet werden kann und zusätzlich Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. erhöhte N-Immobilisierung durch Zwischenfruchtanbau, Veränderungen im Viehbesatz, etc.) oder Folgen des Klimawandels (z.B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. In der Bilanz sind die aus Abbildung 4-4 ersichtlichen Bilanzglieder außer Denitrifikation (im DENUZ-Modell berücksichtigt) und atmosphärischer N-Deposition enthalten.

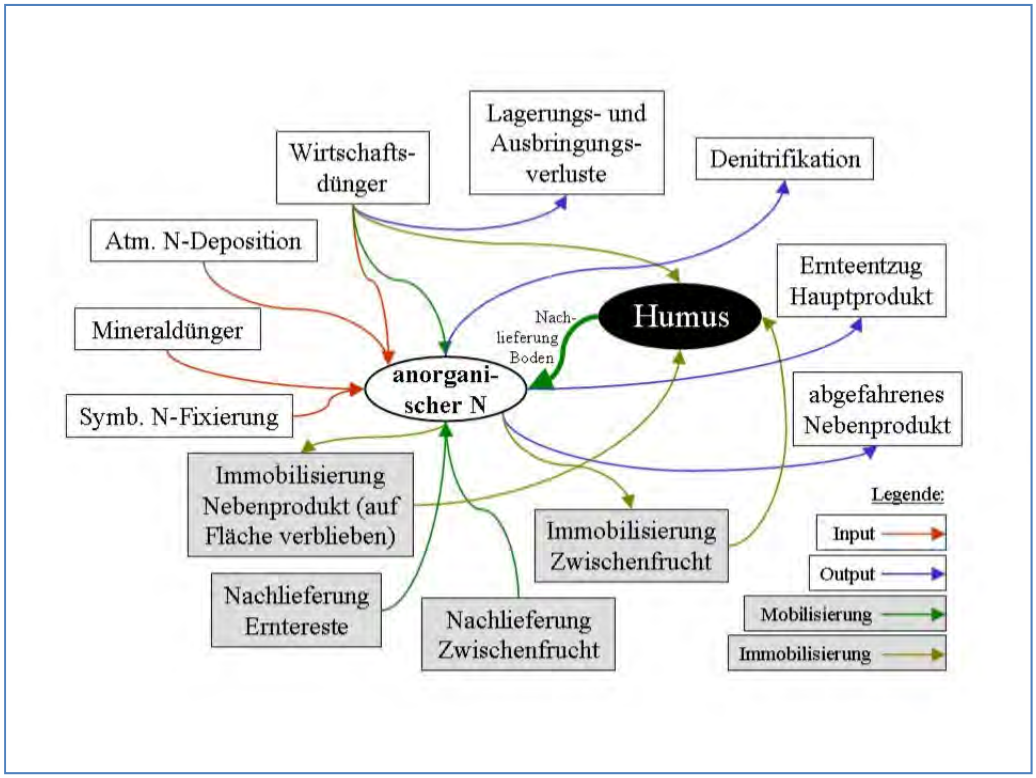


Abbildung 4-4: Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche (nach Gebel et al., 2012)

In der Anlage 2 ist die vollständige Kurzzusammenfassung zum „Werkzeug zur Modellierung der diffusen N- und P-Emissionen in Sachsen-Anhalt zur Umsetzung des Nährstoffkonzeptes 2010-2013" (Fachinformation der LLFG vom 10.02.2012) enthalten.

4.6.1 N-Bilanzen für Ackerland und Grünland

Die N-Bilanzen für Ackerland (AL) und Grünland (GL) wurden für landwirtschaftliche Vergleichsgebiete (LVG) erstellt. Hierbei wurden homogene Gebiete in Form aggregierter Gemarkungen auf der Grundlage der bodenkundlichen Standorteigenschaften, der naturräumlichen Gegebenheiten und des Klimas ausgegrenzt. Die Basis hierfür bilden die Naturräume Sachsen-Anhalts, bodenkundliche Informationen aus der Vorläufigen Bodenkarte Sachsen-Anhalt 1:50.000 (VBK50) und der Mittelmaßstäbigen Standortkartierung, reliefmorphologische Merkmale und die Klimaauswertung des DWD für Sachsen-Anhalt (DWD, 2001). Damit stellen die LVGs hinsichtlich der Boden-, Klima- und Reliefverhältnisse homogene Landschaftseinheiten dar und werden räumlich durch den Verlauf von Gemarkungsgrenzen abgegrenzt. Ausgehend von der standortkundlichen Homogenität wird unterstellt, dass die LVGs eine einheitliche Agrarstruktur aufweisen und Anbaustruktur, Bodenbearbeitung, Düngung und Ertrag innerhalb der Gebiete gleichverteilt sind. Insgesamt wurden nach den genannten Kriterien 33 LVGs für Sachsen-Anhalt ausgewiesen (Abbildung 4-5).

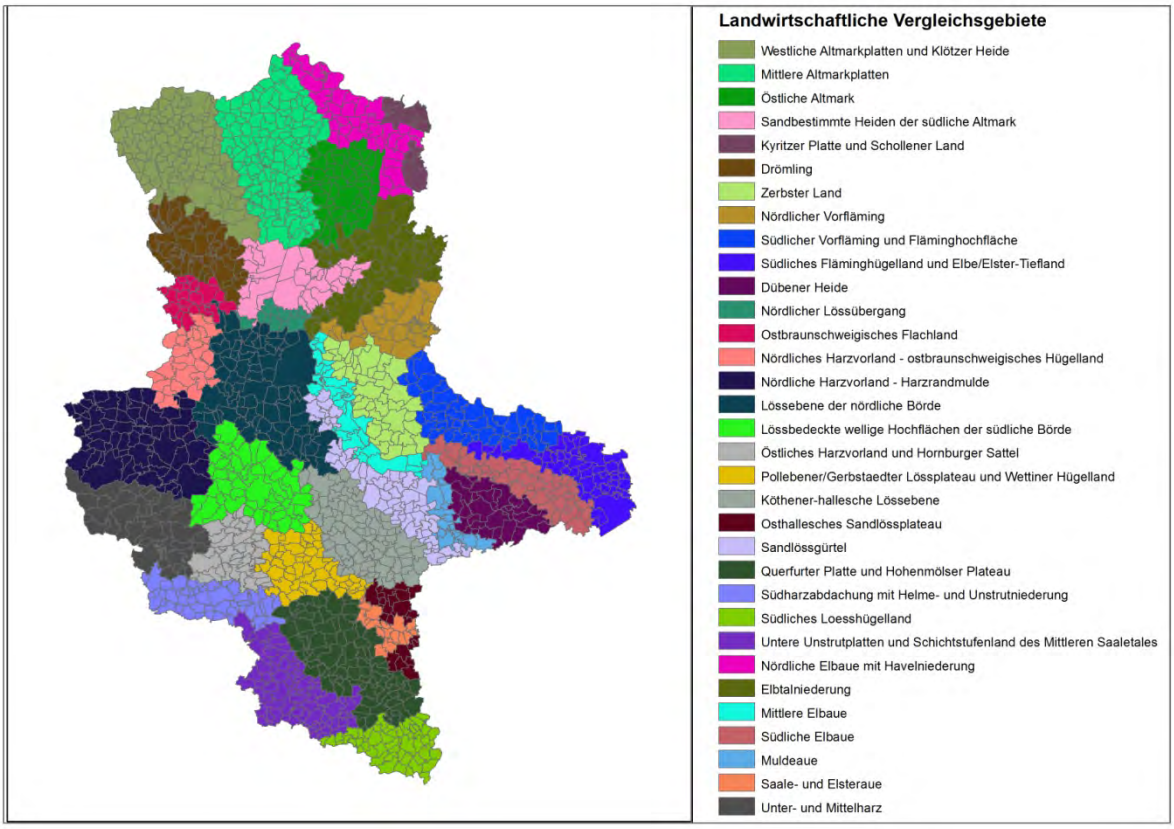


Abbildung 4-5: Landwirtschaftliche Vergleichsgebiete Sachsen-Anhalts

Die N-Bilanzen (N-Salden) wurden auf Ebene der LVGs für AL und GL für die Jahre 2007, 2008 und 2009 nach folgender Formel berechnet:

$$SN = N_{SYM} + N_{SG} + N_{OD} + N_{MD} + N_{KS} - N_E \qquad \text{Gl.4–9}$$

SN: N-Saldo [kg/ha·a]

N_{SYM}: Symbiontische N-Fixierung [kg/ha·a]

N_{SG}:	N-Zufuhr mit Saatgut	[kg/ha·a]
N_{OD}:	N-Zufuhr mit organischen Düngern der Tierhaltung	[kg/ha·a]
N_{MD}:	Mineral-N-Einsatz	[kg/ha·a]
N_{KS}:	N-Zufuhr aus Klärschlamm	[kg/ha·a]
N_E:	N-Entzug	[kg/ha·a]

Die symbiontische N-Fixierung wurde für die relevanten Kulturarten Ackerbohne, Erbse, Lupine, Klee/Kleegras und Luzerne nach Gleichung 4–10 kalkuliert. Für die Berechnung der N-Zufuhr mit dem Saatgut wurden Praxiswerte zum Saatguteinsatz (Saatmenge · Fläche) und der N-Gehalt des Saatgutes nach DüV (2008) herangezogen (Gleichung 4–11).

$$N_{SYM} = Anbaufläche \cdot Ertrag \cdot Faktor\ ^{1}$$
([1]DüV, 2008, Tabelle 33) Gl.4–10

$$N_{SG} = Saatguteinsatz \cdot N\text{-}Gehalt^{2}$$
([2]DüV, 2008, Tabelle 26) Gl.4–11

Die N-Zufuhr mit organischen Düngern der Tierhaltung wurde für Rinder auf der Grundlage der Tierbestände nach HIT (Herkunftssicherungs- und Informationssystem für Tiere) und für alle anderen Tierarten auf Grundlage der Daten der Tierseuchenkasse nach Gleichung 4–12 berechnet. Dabei wurden die N-Ausscheidungen der Tiere nach DüV (2008) korrigiert um Stall-, Lagerungs- und Ausbringungsverluste verwendet.

$$N_{OD} = Tieranzahl \cdot (N\text{-}Anfall^{3} \cdot\ Anrechnungsfaktor^{4})$$
([3]DüV, 2008, Tabelle 36) Gl.4–12
([4]DüV, 2008, Anlage 2, S. 41)

Die Berechnung der N-Zufuhr aus Klärschlamm erfolgte auf der Grundlage der eingesetzten Klärschlammmengen (Klärschlammaufbringungsnachweise, Daten der LLFG) und der mittels statistischer Auswertung erfassten N-Gehalte im Klärschlamm (LLFG) nach Gleichung 4–13.

$$N_{KS} = Klärschlammmenge \cdot N\text{-}Gehalte\ Klärschlamm$$ Gl.4–13

Da es für den Mineral-N-Düngereinsatz keine regionalen statistischen Erhebungen gibt, wurde die Mineral-N-Düngung aus dem Gesamt-N-Bedarf abgeleitet. Dieser wurde in Anlehnung an KTBL-Richtwerte (KTBL, 2002) als Funktion des Ertrages modifiziert nach Wendland et al. 1993 (siehe „Gutachten zur Beschreibung der Verschmutzung des Grundwassers durch diffuse Quellen aus der Landbewirtschaftung“, 2004, Tabelle 2.4.6) ermittelt. Dabei wurde Gleichung 4–14 verwendet. Eine abschließende Validierung der Ergebnisse erfolgte über die Düngemittelabsatzstatistik.

$$N_{MD} = [(f \cdot E) + k] - \%(N_t\text{-}Wirtschaftsdünger + N_t\text{-}Klärschlamm)$$ Gl.4–14

E: Ertrag in FM
k: fruchtartbezogener N-Anrechnungsgrad

Der N-Entzug wurde nach Gleichung 4–15 kalkuliert. Dabei wurden für die N-Gehalte der verschiedenen Fruchtarten die nach DüV (2008) in den Tabellen 26 (AL) und 27 (GL) angegebenen Richtwerte genutzt.

N_E=*Fläche · Erntemenge · N-Gehalt*[5]
(*[5]DüV, 2008, Tabelle 26, 27)* Gl.4–15

4.6.2 N-Umsatz für Landwirtschaftsflächen

Die Prozesse der Mobilisierung und Immobilisierung für die Hauptnutzungsform Acker wurden nach folgenden Gleichungen berechnet.

$$Mobilisierung = f_{mob} \cdot F_{org} + M_{root} + M_{soil} \quad [kg\ N/ha \cdot a] \quad Gl.4–16$$

$$Immobilisierung = f_{org} \cdot F_{org} + I_{root} \quad [kg\ N/ha \cdot a] \quad Gl.4–17$$

F_{org}: Wirtschaftsdünger

M_{root}: Nachlieferung aus Ernteresten der Vorfrucht im Berechnungsjahr

M_{soil}: langjährige Nachlieferung aus der organischen Bodensubstanz

I_{root}: Immobilisierung Nebenprodukt + Wurzel

f_{mob}: Faktor zur Anrechnung der Mobilisierung aus F_{org} im Berechnungsjahr

$f_{org:}$ Faktor zur Anrechnung des immobilen Anteils an F_{org}

Nachlieferung aus Wirtschaftsdüngern
Die Nachlieferung aus dem organischen Anteil des Wirtschaftsdüngers wird über den Faktor f_{mob} geregelt. Dieser wird je nach Art des Düngeranfalls (Gülle/Stallmist) vergeben. Für Sachsen-Anhalt wurde einheitlich ein Verhältnis des Gülle-/Stallmistanfalls von 80/20 entsprechend einem f_{mob} von 0,145 angenommen.

Nachlieferung aus Ernte- und Wurzelrückständen
Die Berechnung der angenommenen fruchtartenspezifischen Mobilisierung aus Ernte- und Wurzelrückständen (M_{root}) erfolgte nach SLfL (2007) bzw. Arman et al. (2002).

N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix
Die N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix (M_{soil}) beschreibt die langjährige Rückführung von Stickstoff aus dem organischen N-Pool. Dabei sind Freisetzungen, die sich aus der Bewirtschaftung des Berechnungsjahres selbst ergeben, nicht enthalten sondern werden gesondert bilanziert (siehe M_{root}). Die N-Nachlieferung aus der organischen Bodenmatrix berechnet sich als Funktion von Humus-gehalt, C/N-Verhältnis, Ton-, Kalk- und Skelettgehalt, Jahresmitteltemperatur sowie der fruchtartengruppenspezifischen Bewirtschaftungspraxis. Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise ist Gebel et al. (2012) zu entnehmen. Danach wird eine Berechnung von M_{soil} nach den in folgenden Gleichungen aufgeführten Arbeitsschritten durchgeführt (nach Mary und Guérif, 1994, Meynard et al., 1996).

$$N_{org} = \frac{c_{humus} \cdot SBD \cdot 3 \cdot 10000}{1{,}72 \cdot C/N} \quad [kg\ N/ha \cdot a] \quad Gl.4–18$$

N_{org}: organischer N-Gehalt im Oberboden

c_{humus}: Humusgehalt im Oberboden [%]

SBD: Trockenrohdichte

$$M_{soil} = N_{org} \cdot K_2 \cdot 1{,}3 \cdot 1 - \frac{c_{sk}}{100} \quad \text{[kg N/ha ·a]} \qquad \text{Gl.4–19}$$

K_2: Mineralisationskoeffizient

c_{sk}: Skelettgehalt im Oberboden [%]

$$K_2 = \frac{1200 \cdot f_s \cdot f_t}{(c_{clay} \cdot 10 + 200) \cdot (0{,}3 \cdot c_{lime} \cdot 10 + 200)} \qquad \text{Gl.4–20}$$

c_{clay}: Tongehalt im Oberboden [%]

c_{lime}: Kalkgehalt im Oberboden [%]

$$f_t = 0{,}15 \cdot T_{avg} - 0{,}5 \qquad \text{Gl.4–21}$$

T_{avg}: Jahresmitteltemperatur [°C]

Die Intensität organischer Düngung und Häufigkeit der Abfuhr des Nebenproduktes zur Charakterisierung des Bewirtschaftungssystems für jede Fruchtartengruppe wurde über den Faktor fs festgelegt (Tabelle 4-3, nach Arman et al., 2002, Mary und Guérif, 1994, Meynard et al., 1996).

Tabelle 4-3: Festlegung von f_s zur Berücksichtigung des Bewirtschaftungssystems

Erntereste werden	**Häufigkeit organischer Düngung**			
	> alle 10 Jah-	alle 5-10 Jah-	alle 3-5 Jahre	< 3 Jahre
	Faktor f_s			
…immer abgefahren	0,8	0,9	1	1,1
… manchmal abgefah-	0,9	1	1,1	1,2
… immer eingearbeitet	1	1,1	1,2	1,3

Für Sachsen-Anhalt wurden den Fruchtartengruppen einheitlich folgende Werte zugeordnet:

- Winterweizen, Winterroggen: 0,9
- Wintergerste, Sommergerste, Ölfrüchte (ohne Raps), Sonnenblumen: 1,0
- Körnermais, Silomais, Zuckerrüben, Hackfrüchte, Kartoffeln, Feldgras: 1,2
- Raps, Futterleguminosen, Körnerleguminosen: 1,1

Die für die Berechnung von M_{soil} verwendeten Humusgehalte und C/N-Verhältnisse im Oberboden beruhen auf Auswertungen der MMK und stellen somit Mischbilanzen aus Acker- und Grünflächen dar. Da bei höheren Grünlandanteilen stellenweise hohe Überschätzungen der Humusgehalte bzw. Unterschätzungen der C/N-Verhältnisse bei Werten für Anmooren und Mooren (Grünland) auf Ackerflächen auftreten können, wurden regionalspezifische Anpassungen vorgenommen (Details siehe Gebel et al., 2012).

Immobilisierung aus dem organischen Anteil des Wirtschaftsdüngers

Der im Berechnungsjahr ausgebrachte organische Anteil des Wirtschaftsdüngers, der in den Humuspool eingespeist wird, errechnet sich über den Faktor f_{org}. Dieser wurde für Sachsen-Anhalt einheitlich auf 0,435 festgelegt.

Immobilisierung in Ernterückständen und Wurzel

Die Immobilisierung im Nebenprodukt I_{root} (Ernte-und Wurzelrückstände) wurde anhand der fruchtartenspezifischen Erträge des Hauptprodukts und dem Entzugsfaktor der Nebenprodukte abgeleitet (SLfL, 2007, LAP, 2004). Dabei wurden die Anteile des Nebenprodukts (E_{root}), die abgefahren werden müssen, wieder aus diesem Pool herausgerechnet, da von einer Rückführung auf die Flächen als Stallmist ausgegangen wird.

4.6.3 Bewirtschaftungsbedingte N-Bilanz für Ackerland- und Grünland

Die nach Kap. 4.1 berechneten N-Salden für AL und GL werden durch die Komponenten Mobilisierung und Immobilisierung ergänzt (Gleichung 4–23). Da im Saldo bereits der Wirtschaftsdünger nach Lagerungs- und Ausbringungsverlusten enthalten ist (siehe Kap. 4.1), muss für AL eine Korrektur um den nicht im Berechnungsjahr verfügbaren N-Anteil vorgenommen werden (Gleichung 4–22). Für GL wurde der N-Saldo unkorrigiert übernommen.

$$Saldo_{korr}=Saldo - F_{org} \cdot f_{org} \quad [\text{kg N/ha} \cdot \text{a}] \quad \text{Gl.4–22}$$

$$N\text{-}Bilanz= Saldo_{korr} + M_{soil} + M_{root} - I_{root} - E_{harv} \quad [\text{kg N/ha} \cdot \text{a}] \quad \text{Gl. 4–23}$$

E_{harv}: im Berechnungsjahr als Erntertrag von der Fläche exportierte N-Menge

4.6.4 N-Bilanzen für Waldflächen

Die Berechnung der N-Bilanzen für Waldflächen erfolgte anhand der in Gebel et al. (2012) ausführlich beschriebenen Methode. Dabei werden die Hauptnutzungsformen Wald, Gehölze und Heide als Waldflächen aufgefasst. Aufgrund des vorhandenen Datenbestandes konnte eine in der Methode vorgesehene Trennung in Laub- und Nadelwaldflächen für Sachsen-Anhalt nicht vorgenommen werden. In diesem Zusammenhang wurde ein einheitliches Verhältnis von 68/32[6] von Nadel- zu Laubwald für die Berechnung zugrunde gelegt.

N-Nettoaufnahmerate

Die N-Nettoaufnahmerate für Waldflächen wurde anhand von Verwitterungs- und Ertragsklassen bestimmt. Die entsprechenden Ableitungen folgen dem Critical-Load-Konzept (UBA, 1996; Nagel und Gregor, 1999) und wurden für die Verwendung im Modell STOFFBILANZ angepasst (Kaiser und Gebel, 2003). Die Verwitterungsklasse wurde unter Berücksichtigung der Bodenartengruppe sowie der vom Bodentyp abgeleiteten Ausgangsgesteinsklasse ermittelt (Tabelle 4-4).

Tabelle 4-4: Bestimmung der Verwitterungsklasse für Laub- und Nadelwald

Bodentyp	**Bodenartengruppe**							
	Hn, Hh	Ss, ls,	Sl, lu	ll	tl	tu	ut	lt

	Verwitterungsklasse							
HN, HH	0	0	0	0	0	0	0	0
F#, O#, RN, RQ, P#, B#, PP-BB	0	1	2	3	3	3	4	4
D#, L#, SS-##, GG-##, A#, S#, G#, T#,	0	2	3	4	4	4	4	4
RR, RZ, C#	0	4	4	4	4	4	4	4

Aus der Verwitterungsklasse wurde unter Einbeziehung der mittleren Jahrestemperatur sowie Sickerwasserrate die Ertragsklasse abgeleitet (Tabelle 4-5).

Tabelle 4-5: Ableitung der Ertragsklasse für Laub- und Nadelwald

	Verwitterungsklasse 3 +						Verwitterungsklasse 1 +						Verwitterungsklasse 0					
T [°C]	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5	≥9	8	7	6	5	<5
SW [mm/a]	Ertragsklasse																	
≥1000	Ia	Ia	Ia	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<1000-800	Ia	Ia	Ia	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	I	II	IV	V
<800-600	Ia	Ia	I	I	II	IV	I	I	I	II	III	IV	I	I	II	II	IV	V
<600-400	Ia	I	I	I	II	IV	I	I	II	II	III	IV	II	II	II	III	IV	V
<400-200	I	II	II	II	III	IV	II	II	III	III	III	IV	II	III	IV	IV	IV	V
<200	III	III	III	II	III	IV	III	III	IV	IV	IV	IV	III	IV	V	V	V	V

Die N-Nettoaufnahmerate wurde auf Grundlage von Tabelle 4-6 (nach Nagel und Gregor, 1999) abgeleitet.

Tabelle 4-6: Ableitung der N-Nettoaufnahmerate aus der Ertragsklasse

	N-Nettoaufnahmerate [kg N/ha · a]	
Ertragsklasse	Laubwald	Nadelwald
Ia	15	10
I	13,5	8,5
II	11,5	6,5
III	8	5
IV	7	4
V	3,5	2

N-Immobilisierungsrate

Die N-Immobilisierungsrate wurde anhand Tabelle 4-7 in Abhängigkeit von der Jahresmitteltemperatur ermittelt (modifiziert nach Nagel und Gregor, 1999).

Tabelle 4-7: Ableitung der N-Immobilisierungsrate

Jahresmitteltemperatur [°C]	≤4	5	6	7	8	≥9
N-Immobilisierungsrate [kg	5	4	3	2	1,5	1

N-Bilanz für Waldflächen

Die N-Bilanz für Waldflächen wurde nach Gleichung 4–24 berechnet.

N-Bilanz= Deposition – Nettoaufnahmerate – Immobilisierungsrate [kg N/ha · a] Gl. 4–24

5 Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)

Das Modell MEPhos wurde entwickelt, um mehrjährige mittlere Phosphoreinträge aus diffusen und punktuellen Quellen in meso- und makroskaligen Flusseinzugsgebieten zu quantifizieren (Tetzlaff 2006). MEPhos basiert auf einem pfad- und flächendifferenzierten Emissionsansatz, bei dem die folgenden diffusen Eintragspfade berücksichtigt werden: Dränagen, grundwasserbürtiger Abfluss, Abschwemmung, Erosion, Zwischenabfluss und atmosphärische Deposition auf Wasserflächen. Auf die Eintragspfade zur Abbildung von Punktquellen wird in Kapitel 6 näher eingegangen. Die zur Anwendung von MEPhos benötigten Eingangsdaten, v. a. des großen und mittleren Maßstabsbereichs werden standardmäßig bei Bundes- und Landesbehörden vorgehalten bzw. im Forschungszentrum Jülich selbst erzeugt, z.B. Dränagekarte. Das Ziel der MEPhos-Anwendung besteht in der flächendifferenzierten Ermittlung der P-Belastung und im Ausweisen von räumlichen Belastungsschwerpunkten (Hotspots) innerhalb von Flussgebieten. Für diese Teilräume können dann zielgerichtet effiziente Reduktionsmaßnahmen vorgeschlagen werden.

Zur Quantifizierung und Georeferenzierung der Modellparameter werden flächendeckende Raster-Datensätze benutzt, die entweder selbst oder durch Bundes- und Landesbehörden bereitgestellt wurden. Die für die Eintragsmodellierung über die wassergebundenen Pfade erforderlichen Daten zur mehrjährigen mittleren Höhe der jeweiligen Abflusskomponenten werden mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel & Wendland 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird. Eine Übersicht über die verwendeten Datengrundlagen und ihre Herkunft liefert Kapitel 7.

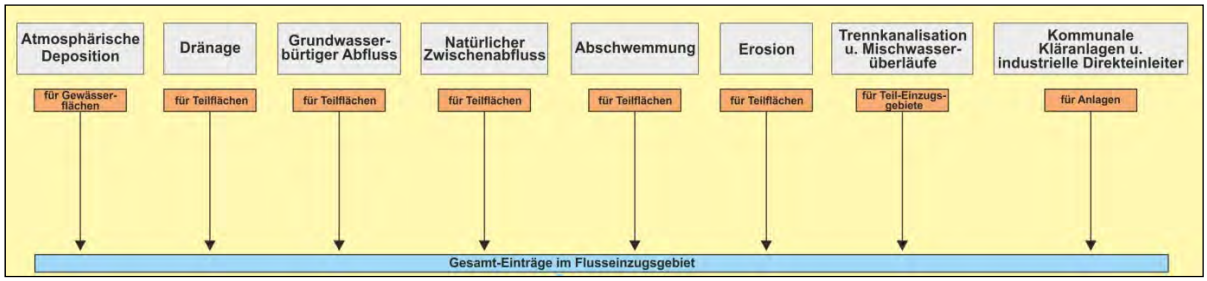


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit kg/(ha•a). Die Modellierung erfolgt im Rasterformat, da die Modellergebnisse des Wasserhaushaltsmodells GROWA diese Form der räumlichen Diskretisierung vorgeben. Die Phosphotope besitzen als meist größere, zusammenhängende Flächen den Charakter von Raster-Clustern. Die multiplikative Verknüpfung auf Rasterbasis erfolgt separat für die einzelnen Pfade. Dagegen wird der erosionsbürtige Eintrag von Gesamt-P durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials eines Phosphotops nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt. Die Einträge über Trennkanalisation können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie auf der Ebene der zur Validitätsüberprüfung verwendeten Sub-Einzugsgebiete aggregiert ermittelt.

Als punktuelle Eintragpfade werden Mischwasserentlastungen, kommunale Kläranlagen sowie industrielle Direkteinleiter berücksichtigt. Analog zu Einträgen über Trennkanalisation müssen auch Einträge aus Mischwasserüberläufen aggregiert auf Sub-Einzugsgebietsniveau

berechnet werden. Einträge aus Kläranlagen und Industriebetrieben können dagegen anlagenbezogen ermittelt werden.

Nach Berechnung des P-Eintrags über alle diffusen und punktuellen Pfade werden die einzelnen Emissionen zur Berechnung der P-Belastung aufsummiert. Um die Validität der modellierten P-Einträge eines Einzugsgebiets überprüfen zu können, werden diese mit Frachten verglichen, die für Gütemessstellen nach Anwendung der OSPAR-Methode ermittelt wurden.

Nachfolgend werden die Modellansätze beschrieben, die im Modell MEPhos allgemein zum Einsatz gelangen. Wenn z.B. aufgrund der projektspezifischen Datenlage abweichende Ansätze verwendet werden, wird hierauf gesondert eingegangen.

5.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von Gesamt-P aus gedränten Teilflächen ist abhängig von der Höhe des Dränabflusses und der Konzentration im Dränwasser. Die mittlere Dränabflusshöhe als künstlicher Zwischenabfluss wird mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA in Verbindung mit der Karte der künstlich entwässerten Flächen räumlich differenziert berechnet.

Die Konzentration im Dränwasser hängt wesentlich von der P-Sättigung des Unterbodens (60-90 cm Tiefe) und damit vom pedogenen Sorptionsvermögen des Bodens für P und seinem P-Gehalt ab (Schoumans 2004, Früchtenicht et al. 1996, Heathwaite 1997). Im Gegensatz zu kleinräumigen Untersuchungen kann die pedogene Sorptionskapazität des Bodens im meso- und makroskaligen Untersuchungsgebieten aufgrund mangelnder Datenverfügbarkeit nicht quantifiziert werden (vgl. Pihl, 1999). Ersatzweise muss deshalb das bodenbedingte Sorptionsvermögen auf Basis flächendeckender Informationen zum Bodentyp und der Bodenart integrativ charakterisiert werden. Diese Daten liegen im Untersuchungsgebiet vollständig in hoher Auflösung vor (Tabelle 7-1). Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Marschböden, tonarme Sandböden und bindige terrestrische Mineralböden. Somit werden für jedes Untersuchungsgebiet mehrere unterschiedliche Phosphotope definiert, mit denen der künstlich entwässerte Teil der Einzugsgebietsfläche disaggregiert wird. Eingangsdaten zur Bildung der Phosphotope sind die künstlich entwässerten Flächen, die Bodentyp-Klassen zur integrativen Charakterisierung des pedogenen Sorptionspotenzials sowie die Landnutzung.

5.1.1 Phosphotope „Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung“ und „Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung“

Die P-Dynamik von Niedermoorböden ist stark vom pH-Wert des Grundwassers abhängig. Basenreiche Niedermoore sowie durchschlickte oder vererdete Niedermoore mit aschereichen Krumen verfügen über ausreichende Sorptionsmöglichkeiten, sodass leichtlösliche phosphorhaltige Düngermittel festgelegt werden können. Niedermoore verfügen deshalb im Gegensatz zu Hochmooren grundsätzlich über die Fähigkeit zur Akkumulation von P im Unterboden, sodass ihre P-Dynamik der von Mineralböden ähnelt (Scheffer 2002). Höhere P-Austräge aus Niedermooren, die mit der Höhe des eingebrachten Düngers korrelieren, sind bislang nur aus stark sauren Niedermooren mit pH-Werten zwischen 3 und 4 bekannt (Blankenburg 1983, Blankenburg & Scheffer 1985). Außerdem kann überhöhte Düngung, z. B. durch Gülle, zu erhöhten P-Austrägen führen, da Phosphor im Niedermoorboden nicht so stark gebunden wird wie im Mineralboden (Scheffer & Blankenburg 2004).

Eine genaue räumliche Differenzierung der auftretenden Niedermoor-Typen musste angesichts nicht verfügbarer räumlich differenzierterer Datengrundlagen unterbleiben. Es wird

jedoch angenommen, dass die auftretenden Niedermoore grundsätzlich P in hohem Maße sorbieren können, da sie entweder von kalkreichem Grundwasser durchströmt werden oder –bei Lage in weitgehend entkalkten Lockergesteinsregionen- Niedermoorböden meist hohe Eisen und Aluminiumgehalte aufweisen, an deren Oxide und Hydroxide P sorbiert werden kann (Roeschmann 1960, Kuntze 1988, Scheffer & Foerster 1991).

Eine weitere Differenzierung der gedränten Niedermoorfläche kann daher aus den genannten Gründen nur anhand der Landnutzung erfolgen, wobei sich in Felduntersuchungen für Acker und Grünland signifikante Unterschiede in der Austragshöhe ergeben haben. Diese beruhen u.a. darauf, dass beim Pflügen die aschereiche Narbe, in der P fixiert werden kann, regelmäßig zerstört wird, und durch das Mischen der Krume mit der organischen Substanz ein Ausfällen unlöslichen Phosphors weitgehend verhindert wird (Scheffer & Foerster 1991). Die mittleren P-Konzentrationen im Dränabflusswasser aus Niedermooren betragen etwa 0,65 mg/l bei Ackernutzung und 0,4 mg/l bei Grünlandnutzung (Scheffer 2002).

5.1.2 Phosphotop „Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Obwohl tonarme Sandböden aufgrund von Makroporenfluss grundsätzlich eine hohe hydraulische Leitfähigkeit besitzen, müssen sie z. B. bei starkem Grundwassereinfluss intensiv gedränt werden, wenn eine landwirtschaftliche Nutzung dieser Flächen angestrebt wird. Bei tonarmen Sandböden sind die Gehalte an Quarz, der kein P sorbiert, sehr hoch. Möglichkeiten zur P-Sorption bestehen hier v. a. über Eisen- und Aluminium-Kationen, die in unreinen Quarzfraktionen enthalten sind (Blankenburg 1983). Dessen ungeachtet ist die Sorptionsfähigkeit tonarmer Sandböden im Vergleich zu der bindiger Mineralböden als deutlich niedriger einzuschätzen, was sich auch im Vergleich der Literatur-Referenzwerte von durchschnittlich etwa 0,3 mg Gesamt-P/l bei Sandböden zu ca. 0,03 mg/l bei bindigen Mineralböden widerspiegelt. Dies führte dazu, für tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung ein separates Phosphotop zu bilden. Hinweise auf Einflüsse der Landnutzung auf die Höhe des P-Austrags über Dränagen waren der Literatur nicht zu entnehmen, sodass eine weitergehende Differenzierung unterblieb.

5.1.3 Phosphotop „Gedränte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Aus bindigen, d. h. lehmigen, terrestrischen Mineralböden sind bislang sehr geringe P-Austräge festgestellt worden, was auf die hohen Gehalte an Ton und Humus sowie an Kationen von Eisen, Aluminium und Calcium zurückgeführt wird (Lammel 1990, Hasenpusch 1995, Wichtmann 1994, Lennartz & Hartwigsen 2001, Foerster & Neumann 1981). Einflüsse der Landnutzung oder der Düngungshöhe auf die Höhe der P-Konzentration im Dränwasser sind nicht bekannt. Auch haben sich aus der Literatur keine eindeutigen Hinweise auf Unterschiede im Austragsverhalten zwischen bestimmten Bodentypen oder -arten ergeben, z. B. Löß (Czeratzki 1976, zit. in Blankenburg 1983, Lammel 1990). Vereinzelt finden sich Hinweise auf erhöhte P-Austräge über preferential flow, d. h. Wurzelröhren, Bioturbationsgänge oder Schrumpfrisse v. a. in tonreichen Böden (Heathwaite 1997). Eine Verallgemeinerung für bestimmte Bodentypen oder -arten erschien jedoch nicht sinnvoll möglich. P-Austräge aus bindigen terrestrischen Mineralböden über Dränagen sind daher in Höhe der geogenen Grundlast von 0,05 mg/l angesetzt.

Tabelle 5-1: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Dränagen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos).

Phosphotop	Referenzwert [mg P_{Ges}/l]	Referenzwert [kg P_{Ges}/(ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
Gedränte Niedermoorböden unter Ackernutzung	0,2-1,7	1,3	0,64
Gedränte Niedermoorböden unter Grünlandnutzung	0,1-0,8	0,5-1,4	0,4
Gedränte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,2
Gedränte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,05

Quellen: Blankenburg 1983, Scheffer 2002, Scheffer & Foerster 1991, Foerster 1973, 1982, 1988, Foerster & Neumann 1981, Foerster et al. 1985, Früchtenicht 1998, Früchtenicht et al. 1996, Hasenpusch 1995, Lammel 1990, Kuntze 1983, 1988, Lennartz & Hartwigsen 2001, Munk 1972, Neuhaus 1991, Fier & Schäfer 2004, Gerds et al. 1988, Richardson 1985, Scheffer & Bartels 1980, Wichtmann 1994, Schubert 1997, Scheffer & Kuntze 1991

Tabelle 5-1 zeigt die zur flächendifferenzierten Modellierung des mittleren P-Eintrags über Dränagen gebildeten Phosphotope, die der Literatur entnommenen Referenzwerte für den mittleren P-Austrag für vergleichbare Standortbedingungen und die durch Kalibrierung an Gewässergütedaten gewonnenen Exportkoeffizienten. Bei der Auswahl der Referenzwerte wurde darauf geachtet, dass sie an Versuchsflächen in solchen Naturräumen ermittelt wurden, die denen des Untersuchungsgebiets entsprechen, d. h. Norddeutsches Tiefland, Mittelgebirgsregionen Deutschlands. Damit sollte sichergestellt werden, dass die Nutzungs- und Bewirtschaftungsweisen vergleichbar sind. Die Referenzwerte besitzen die Einheiten mg/L und kg P/(ha·a). Nicht in allen Untersuchungen werden P-Austräge in beiden Einheiten genannt, die bei bekannter Dränabflusshöhe ineinander umgerechnet werden können.

Zusätzlich zum Literaturabgleich wurden Ergebnisse des LHW-Auftrags „Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt“ zum Vergleich der modellseitig angesetzten Konzentrationen herangezogen (Rosche u. Steininger 2009). In diesem Vorhaben wurden u. a. Pgesamt-Messung im Dränabfluss der Periode 2008-2009 vorgenommen. Der Schwerpunkt lag auf Austrägen aus Lehmböden. Dabei zeigten sich Schwankungen von i. W. 0,03 - 0,07 mg/l, vereinzelt traten Spitzen bis 0,2 mg/l auf. Die im Modell MEPhos angesetzte mittlere Konzentration von 0,05 mg/l fügt sich sehr gut in die Spanne der in Sachsen-Anhalt beobachteten Dränagekonzentrationen ein. Dies bedeutet einerseits, dass sich die Messungen aus Sachsen-Anhalt gut in das Bild einfügen, dass sich durch Dränmessungen an Lehmböden auch in anderen Regionen ergibt, d.h., die Messergebnisse aus Sachsen-Anhalt sind verallgemeinerbar. Andererseits zeigen die Ergebnisse, dass die im Modell MEPhos angesetzten Konzentrationen für Lehmböden richtig sind und auch für Sachsen-Anhalt gelten können.

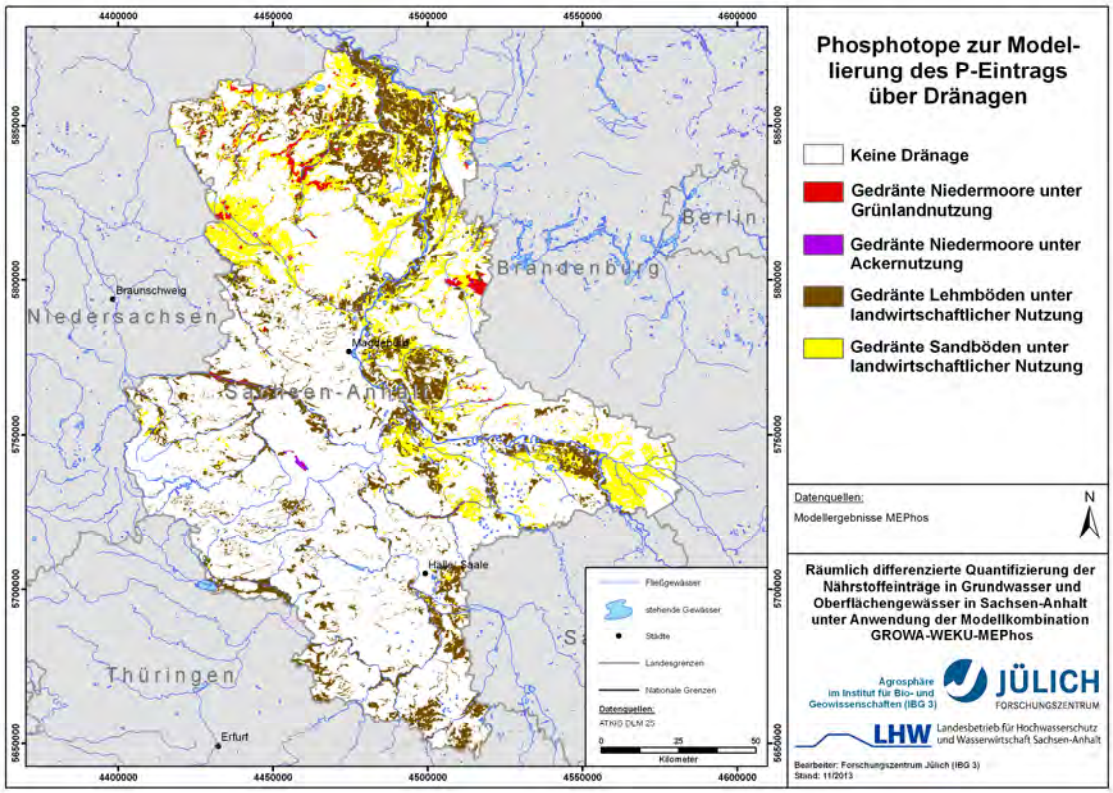


Abbildung 5-2: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss

Abbildung 5-2 zeigt die Verteilung der in Tabelle 5-1 aufgeführten Phosphotope im Raum. Mit Hilfe der Phsophotope wird die gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche (Abbildung 7-11) weiter disaggregiert. Auffallend ist die Dominanz der lehmigen und sandigen Dränflächen, der Dichte nordwärts zunimmt. Landwirtschaftlich genutzte und daher dränbedürftige Niedermoore treten in Sachsen-Anhalt klima- und reliefbedingt kaum auf.

5.2 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss

Sickerwasser auf nicht gedränten Standorten kann dem Oberflächengewässer auch als Zwischenabfluss zuströmen, sofern lehmige Böden mit Hangneigungen über 2 % vorhanden sind. Auch bei dieser Abflusskomponenten wird P transportiert, allerdings in geringen Konzentrationen, die im Bereich der geogenen Grundlast liegen bzw. der Konzentration im Dränwasser lehmiger Böden entsprechen, die weitgehend düngungsunabhängig ist. Als Konzentration wird daher 0,03 mg/l $P_{gesam}t$ angesetzt, die sich auch im „Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt“ als mittlere untere Grenze gezeigt haben.

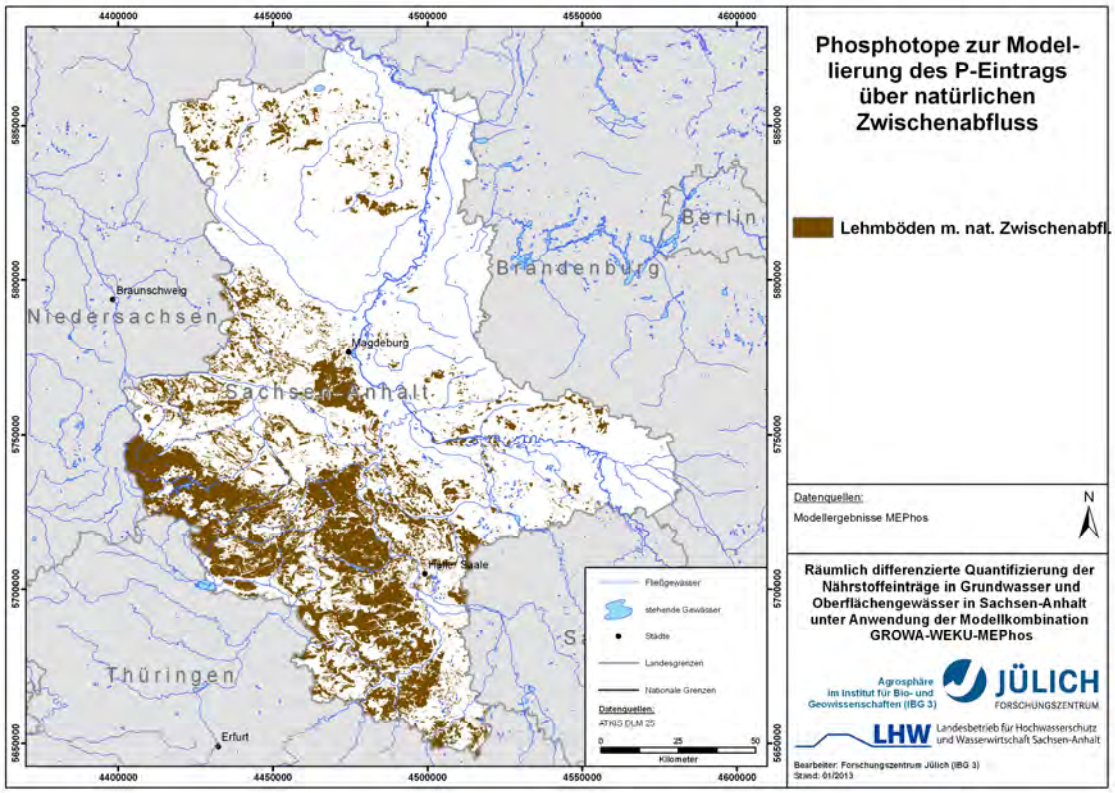


Abbildung 5-3: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss

Abbildung 5-3 zeigt die Gebietskulisse zur Abbildung des P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss, die mit lehmigen Böden lediglich ein Phosphotop umfasst. Räumliche Dominanz besitzt der Zwischenabfluss lediglich im südwestlichen, von Festgesteinen geprägten, Teil Sachsen-Anhalts mit teilweise starker Waldverbreitung.

5.3 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss

Analog zum P-Eintrag über Dränagen wird der mehrjährige mittlere Eintrag über Grundwasser durch die Höhe der Grundwasserneubildung bzw. des grundwasserbürtigen Abflusses und seine Konzentration an Gesamt-P gesteuert. Die mittlere Höhe der Grundwasserneubildung wird als flächendifferenzierter Datensatz mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA ermittelt. Die Konzentration im grundwasserbürtigen Abfluss ist nach Heathwaite (1997) wesentlich von der Sorptionskapazität des Bodens abhängig, die in Mineralböden und den meisten Niedermoorböden des Projektgebiets als hoch angesehen werden kann.

Die Zahl der Untersuchungen zur P-Konzentration im Grundwasser ist wegen der meist geringen quantitativen Bedeutung des Eintragspfads „grundwasserbürtiger Abfluss“ nicht sehr groß. Darüber hinaus beziehen sich die wenigen verfügbaren Arbeiten oftmals auf große Einzugsgebiete von Wasserwerken oder auf hydrogeologische Bezugseinheiten und nur zum Teil auf landwirtschaftlich genutzte Untersuchungsflächen mit bekannten Eigenschaften.

Um die Datenlage zur Ableitung repräsentativer Konzentrations-Mittelwerte für Teilregionen zu verbessern, werden Analysenergebnisse der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern Sachsen-Anhalts benutzt. Die Messwerte wurden selektiert nach

Teufe (Filterunterkante <= 50m) und Anzahl (mindestens 10 Messungen im Zeitraum 2000-2010) sowie Abstand zu Gewässern (mindestens 100 m), um Lokalitäten mit Infiltrationsverhältnissen auszuschließen. Im Ergebnis verbleiben 38 Messstellen mit insgesamt 1779 Messungen P_{gesamt} bzw. 76 Messstellen mit insgesamt 2296 Messungen von ortho-P.

Um zu repräsentativen flächenhaften Aussagen zu gelangen, werden die Messwerte auf grundwasserführende Gesteinseinheiten bezogen (Abbildung 7-12). Im Fall von P_{gesamt} sind jedoch lediglich die Sander durch ausreichend viele Messstellen repräsentiert, alle anderen Gesteinseinheiten sind nicht oder durch zu wenige Messstellen abgedeckt. Daher wird alternativ auf den Güteparameter ortho-P aufgesetzt, zumal der größte Anteil von P im Grundwasser in gelöster Form transportiert wird. Nachfolgende Tabelle zeigt die statistische Verteilung des Güteparameters ortho-P nach Gesteinseinheiten.

Tabelle 5-2: Statistische Verteilungsgrößen der Messwerte ortho-P für Grundwassermessstellen in unterschiedlichen grundwasserführenden Gesteinseinheiten

Parameter (mg/l)	Alle	Glaziofl. Sande	Fluv. Ablagerungen	Moränen	Sander	Lockergesteine	Kalke, Dolomite	Sandsteine	Molasse	Ton-, Mergelgest.
n	76	**24**	6	**17**	**14**	5	3	5	1	1
Mittel	0,11	**0,14**	0,08	**0,09**	**0,07**	0,27	0,01	0,12		
Min	0,008	**0,012**	0,02	**0,008**	**0,008**	0,02	0,008	0,02	0,09	0,02
10 P	0,015	**0,015**	0,02	**0,02**	**0,03**	0,02	0,008	0,02		
25 P	0,03	**0,03**	0,015	**0,05**	**0,03**	0,02	0,008	0,03		
Median	0,06	**0,07**	0,05	**0,07**	**0,06**	0,07	0,02	0,08		
75 P	0,11	**0,25**	0,09	**0,09**	**0,09**	0,08	0,02	0,09		
90 P	0,28	**0,34**	0,28	**0,14**	**0,12**	1,13	0,02	0,4		
Max	1,13	**0,4**	0,28	**0,37**	**0,15**	1,13	0,02	0,4	0,09	0,02

Im Fall des ortho-P werden drei Gesteinseinheiten (Glazifluviatile Sande, Moränen sowie Sander) durch ausreichend viele Messstellen abgedeckt. Die Mediane der Messstellen aller Gesteinseinheiten schwanken nur gering zwischen etwa 0,05 und 0,07. Da eine weitergehende Auswertung der LAWA-Studie zu Hintergrundgehalten im Grundwasser (Kunkel et al. 2004) für die übrigen nicht abgedeckten Gesteinseinheiten typische Grundwasserkonzentrationen von etwa 0,06 mg/l ergeben hat, wird dieser Wert für alle zehn grundwasserführenden Gesteinseinheiten angesetzt, die nicht durch mindestens 10 Messstellen repräsentiert sind.

Die Konzentrationen spiegeln nicht die rein geogenen Hintergrundwerte wider. Es wird der Median über alle Werte einer Messstelle herangezogen und dann alle Messstellen einer Geologieeinheit betrachtet. Ausschließlich den geogenen Anteil zu betrachten, würde voraussetzen, dass Teilmengen der Stichprobe, insbesondere „Ausreißer“, durch statistische Selektionsverfahren oder durch Anpassung unterschiedlicher Verteilungskurven an die Messwerte-Verteilung eliminiert werden. Das ist hier bewusst unterlassen worden. Es handelt sich also um – gemessen an der Geologie – gebietstypische Konzentrationswerte. Kleinräumige Besonderheiten können dabei nicht eingehen.

Im Zuge der Projektbearbeitung wurde die Frage aufgeworfen, ob P-Gehalte im Grundwasser nicht durch Abwasserversickerung aus undichten Kanalisationsrohren erhöht sind und ob

dies im Modell berücksichtigt wird. Das Modell MEPhos berücksichtigt diesen Umstand nicht explizit. Da jedoch pro Geologieeinheit alle Messstellen eingehen, die die o.g. Kriterien erfüllen und dabei auch urbane Messstellen enthalten sind, sind solche urbanen Effekte implizit enthalten. Grundsätzlich wird dieses Problem als gering angesehen. Vom LHW dargelegte Borkonzentrationen im Grundwasser, die bei hohen Werten als Zeigerwerte für Abwasserzustrom ins Grundwasser gelten, beschränken sich auf ca. 44 von mehreren Hundert Messstellen. Das ist ein weiterer Beleg für die geringe Bedeutung des Sachverhalts. Teilweise lassen sich räumliche Schwerpunkte im Umfeld der Städte ausmachen. Teilweise nicht, z.B. SE von Oschersleben (Bode) und zwischen Haldensleben und der Grenze zu Niedersachsen. Hier sind mögliche andere Einflüsse von Bedeutung, z.B. Abwasserverrieselung, Kleinkläranlagen-Austräge ins Grundwasser etc.

Der Anteil von P aus Abwasserversickerungen wird daher für das Bundesland Sachsen-Anhalt und auch auf der Ebene von Teilgebieten als vernachlässigbar eingeschätzt.

5.4 Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden hierzu keine Modellierungen mit MEPhos vorgenommen sondern es wurde auf Ergebnissen des Projekts „Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge in Sachsen-Anhalt“ aufgesetzt, das im Auftrag von LHW, LLFG und LAGB durchgeführt wurde (Geoflux 2007).

Die Höhe der partikulären P-Einträge ist neben der ins Gewässer eingetragenen Sedimentmenge auch vom P-Gehalt des erodierten Oberbodens abhängig. Diese Daten müssen als Gehalte in Gesamt-P zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten wurden durch die LLFG zur Verfügung gestellt (Abbildung 5-4). Die Daten weisen eine Spannweite von 200 bis 1317 mg/kg Pges auf bei einem Mittelwert von 545 bzw. Median von 587 mg/kg. Nachfolgende Tabelle zeigt mittlere P-Gehalte für den Oberboden von Ackerflächen aus anderen Bundesländern, in denen u. a. P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen durch FZ Jülich mit MEPhos modelliert wurden.

Tabelle 5-3: Mittlere Pgesamt-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen für andere Untersuchungsregionen des FZ Jülich

Untersuchungsgebiet	Pgesamt-Gehalt im Acker-Oberboden (mg/kg)
Schleswig-Holstein	**816**
Hessen	**812**
Mecklenburg-Vorpommern	**896**
Einzugsgebiet der Ems (NRW-Teil)	**700**
Einzugsgebiet des Altmühlsees	**1030**

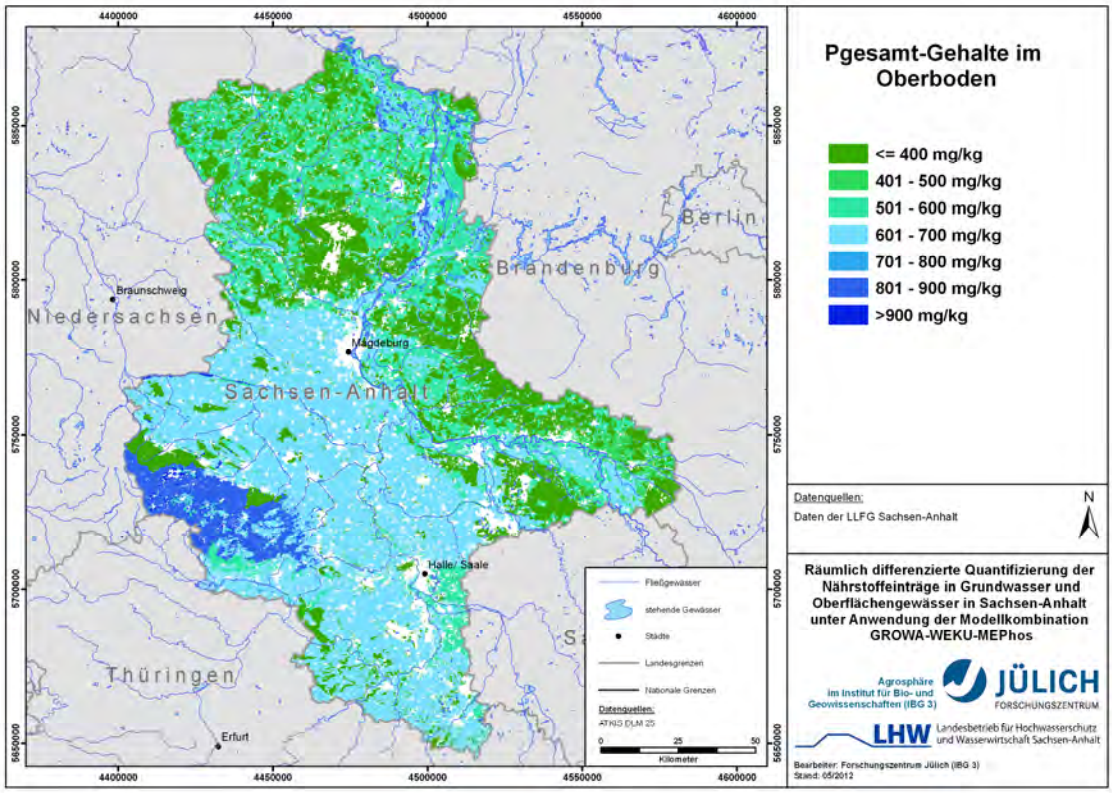


Abbildung 5-4: P_{gesamt}-Gehalte im Oberboden

FZ Jülich hat auf die Diskrepanz zwischen den als typisch anzusehenden P-Gehalten im Oberboden und den von der LLFG übermittelten Daten mehrfach hingewiesen. Hinzu kommt, dass bei der Erhebung potenzieller P-Einträge durch Bodenerosion in Sachsen-Anhalt im Rahmen eines Vorläuferprojekts vor wenigen Jahren noch 950 mg/kg in Ackerböden als repräsentativ eingeschätzt wurden (Geoflux 2007). Selektiert man die in Abbildung 5-4 dargestellten P-Gehalte für Ackerböden, dann ergeben sich Gehalte mit einer Spannweite von 200 bis 1317 mg/kg Pges, bei einem Mittelwert von 600 bzw. Median von 650 mg/kg.

Daraufhin wurde von der LLFG eine Stellungnahme mit Stand vom 10.07.2012 erarbeitet, die auf Wunsch des Auftraggebers LHW Bestandteil dieses Berichts wird:

*„Für die Studie 2007 lagen keine landesweiten Daten zu P_{ges} - Gehalten vor. Es wurde empirisch ein mittlerer Wert für **Ackerböden** für das ganze Land festgelegt, wobei der Schwerpunkt der Modellierung im Saaleeinzugsgebiet lag (Schwerpunkt der Wassererosion). Die dortigen Böden weisen vergleichsweise etwas höhere Werte auf. Ziel der Studie war nicht, absolute Aussagen zu treffen, sondern relativ die Handlungsschwerpunkte (Hotspots) herauszuarbeiten.*
„Die Abschätzung der an die erosiven Austräge gebundenen P- und N-Gehalte sollte in sehr vereinfachter Form mit Hilfe empirischer Ansätze erfolgen. Insofern war es nicht das Ziel, ein ‚Stoffhaushaltsmodell' für den Untersuchungsraum aufzubauen sondern die Größenordnung der erosiv gebundenen Stoffeinträge abzuschätzen. Die Anwendung detaillierter und räumlich differenzierter Stoffbilanzbetrachtungen, wie sie zum Beispiel durch SCHANZE (2006) für die Salza, TETZLAFF (2006) in Norddeutschland, FIER & SCHÄFER (2004) für Niedersachsen, BEHRENDT et al. (2002) für die Flussgebiete Deutschlands sowie WERNER & WODSACK (1994) vorgenommen wurden, würde für Sachsen-Anhalt ein eigenes Projekt erfordern, welches das Vorliegende im Umfang deutlich übersteigen würde."
Für die jetzige Modellierung erfolgte eine Bodengruppen - differenzierte Ableitung der P_{ges} - Gehalte nachdem Regressionsansatz von FIER und SCHÄFER (2007) auf Basis der pflanzenverfügbaren P-Gehalte der landwirtschaftlich genutzten Böden. Hier lag eine auswertbare Grundgesamtheit von Analysenwerten vor.

3.	**Phosphor-Gesamtgehalte Oberboden für Acker, Grünland, sonstige LN und Wald**
Kartografische Grundlage:	Bodengruppe Düngung Flächennutzung Gemarkungen Sachsen-Anhalts
Digitale Datenbasis:	Karte der MMK - Mmk.shp ATKIS-Daten INVEKOS-Daten Stand 2006 Karte der Vergleichsgebiete Sachsen-Anhalt Datenspeicher ACUB-Bodenuntersuchung bis 1990 Datenspeicher Bodenuntersuchung Sachsen-Anhalt Datenspeicher Klärschlammuntersuchung Sachsen-Anhalt
Übergebener Datenbestand	P_Gehalte_nach_Nutzung_Uebergabe_GALF.xlsx
Methode:	Fier, A. und W. Schäfer (2007): Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. - In: GeoBerichte, Heft 2, S. 33-77 SMUL (Internet): Bodenmessnetz Freistaat Sachsen, Hintergrundwerte. - Tabelle 4-29: Substrat- und nutzungsbezogene P_{geo}-Hintergrundwerte
Kurzbeschreibung:	Die Phosphorgesamtgehalte wurden für die Acker- und Grünlandflächen Sachsen-Anhalts differenziert nach den Bodengruppen Düngung mittels der Regressionen nach Fier und Schäfer (2007) berechnet. Eingangsparameter hierfür bildeten die Phosphorgehalte (DL), die organische Substanz, der pH-Wert, der Ton- und Sandgehalt. Die Datenbasis für die Ableitung der Eingangsparameter bildeten die Datenspeicher der Bodenuntersuchungen. Abschließend erfolgte ein Abgleich mit den Ergebnissen der Bodendauerbeobachtungsflächen. Die P-Gehalte unter Wald wurden entsprechend der Hintergrundwerte Sachsens eingestuft.

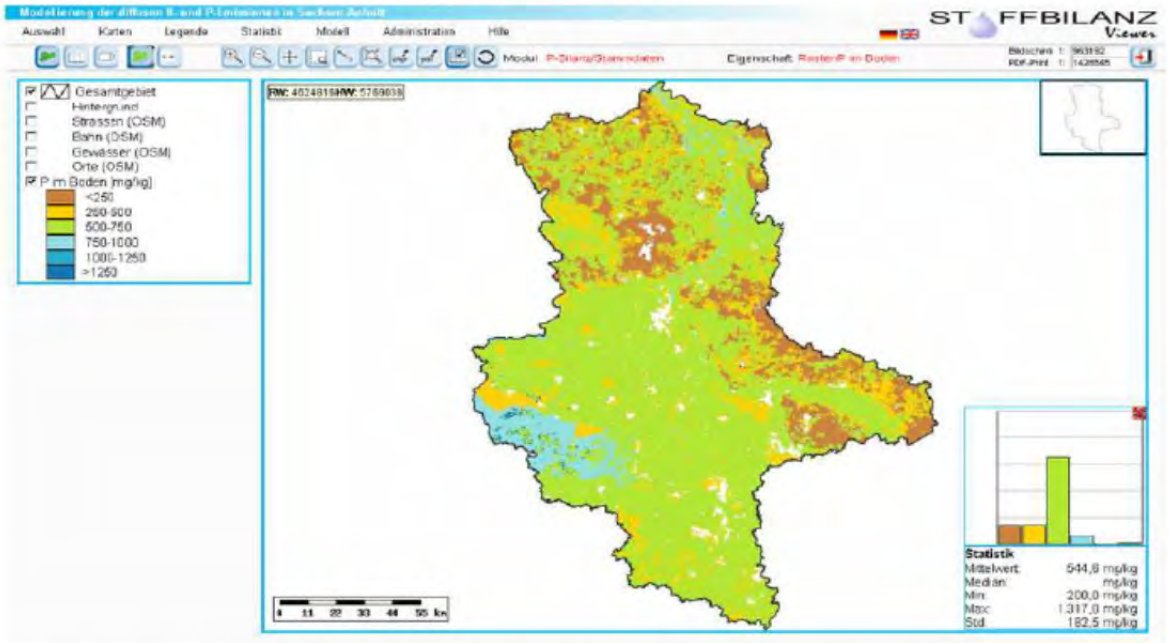


Abb. 7: Raster bezogene P_t-Gehalte im Oberboden (Quelle: Sachsen-Anhalt)

Der Mittelwert von 545 mg/kg bezieht sich auf die Nutzungsarten AL, GL und Forst, ist also mit der Angabe aus der Studie 2007 auch aus diesem Grund nicht vergleichbar. Des Weiteren wurden die Werte für die leichten Tieflandstandorte „gleichwertig" in die Auswertung einbezogen. Diese weisen in der Regel niedrigere P-Gehalte auf, was zu einem geringeren Mittelwert führt.
Für Ackerland und Bodengruppe 4, die vorrangig im Saaleeinzugsgebiet (Lössgebiet) vorkommt, liegt der Mittelwert bei 670 mg/kg, damit kommt man dem Wert 2007 schon näher.
Die Raster bezogenen P_{ges} - Gehalte wurden entsprechend des Wissensstandes abgeleitet und stellen u. E. die derzeit beste Datengrundlage dar.

Dr. M. Schrödter "

Da keine alternativen Datenquellen für die Parametrisierung der P-Gehalte im Oberboden zur Verfügung stehen, wird der vorliegende Datensatz für die Modellierung genutzt. Dennoch wird die Eignung dieser Daten für die Modellierung aus folgenden Gründen weiterhin kritisch gesehen. Als Hauptursache für die abgeleiteten und - im Landesmaßstab - niedrigen Pges-Gehalte wird die Ableitungsmethodik vermutet. Die von Fier und Schäfer (2007) für Niedersachsen entwickelten und von der LLFG angewandten Regressionsbeziehungen zwischen P-CAL bzw. –DL und Pgesamt erzielen ein Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,53. Nachfolgende Abbildung verdeutlicht die große Schwankungsbreite der Ergebnisse zum abgeleiteten Pgesamt-Gehalt. So werden z.B. für einen Standort mit gemessenem P-Gehalt von 700 mg/kg Gehalte zwischen 400 und über 1000 mg/kg berechnet. Die von der LLFG vorgelegten P-Gehalte können daher durchaus um ca. 50 % nach oben und unten variieren. Entsprechend groß ist die Unsicherheit der Ergebnisse.

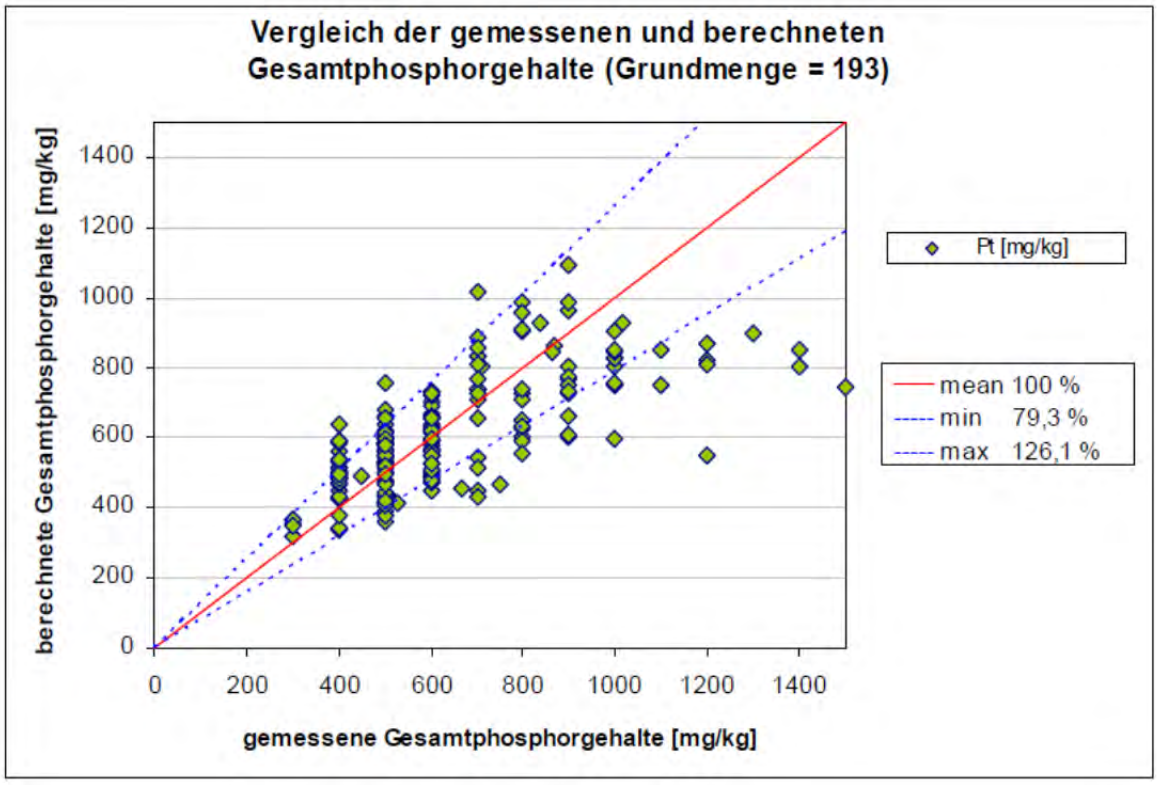


Abbildung 5-5: Vergleich der gemessenen und berechneten Pgesamt-Gehalte in Niedersachsen nach dem Verfahren von Fier und Schäfer (Fier und Schäfer 2007, S. 52)

In einem Vorhaben zur Sedimentbelastung des Altmühlsees (Tetzlaff 2014) wurde ein Vergleich von vier Verfahren zur Umrechnung von P-CAL in Pgesamt durchgeführt. Verglichen wurden die Verfahren Fier und Schäfer (2007), Tetzlaff (2013), Werner et al. (1991) und Auerswald und Weigand (1999). Im Mittel kommen die Verfahren zu Pgesamt-Gehalten von 691 mg/kg, 842 mg/kg, 875 mg/kg bzw. 1032 mg/kg. Verfahrensbedingt führt die Methode nach Fier und Schäfer immer zu den niedrigsten P-Gehalten im Vergleich mit anderen Ansätzen. Im o.g. Vorhaben wurde in Abstimmung mit der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft der Datensatz nach Auerswald und Weigand verwendet.

5.5 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung

Unter Abschwemmung wird hier ausschließlich der Eintrag von gelöstem Phosphor mit dem Oberflächenabfluss aus landwirtschaftlichen Nutzflächen verstanden, der nach kurzer Fließzeit den Vorfluter erreicht. Der Abschwemmungsprozess ist eng an Erosionsprozesse gekoppelt, im Gegensatz zu Erosion findet Abschwemmung jedoch zusätzlich und in relevanter Größenordnung auf Grünland statt. Zur flächendifferenzierten Modellierung mehrjähriger mittlerer P-Einträge über Abschwemmung müssen die Entstehungsorte von Oberflächenabfluss, seine mittlere Höhe und seine Fließwege im Gelände sowie die P-Konzentration im Oberflächenabfluss bekannt sein.

Zur Ableitung der zur Abschwemmung beitragenden Flächen sei auf Kapitel 4.2 verwiesen.

Tabelle 5-4: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)

Phosphotope	Referenzwert [mg P_{Ges}/l]	Referenzwert [kg P_{Ges}/ (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (für die Modellierung verwendet)
Ackerland mit verschlämmungs- oder sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsinduziertem Oberflächenabfluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

Quellen: Erpenbeck 1987, Haider 2000, Preuße & Voss 1979, Mollenhauer 1987, Foerster 1998, Schubert 1997, Bernhardt et al. 1978

Wie Braun et al. (1993) und Pommer et al. (2001) zeigen, wird die P-Konzentration im Oberflächenabfluss einerseits durch die Abflusshöhe beeinflusst (Verdünnungseffekt). Andererseits steuern auch Landnutzungs- und Bewirtschaftungsfaktoren die Konzentration, wobei vielfach im Oberflächenabfluss auf Grünland höhere Werte festgestellt wurden als auf Ackerland (Preuße & Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun & Leuenberger 1991).

5.6 Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen

Die atmosphärische P-Deposition ist eine diffus wirkende P-Quelle, die bei der räumlich differenzierten Quantifizierung der Stoffeinträge in die Oberflächengewässer berücksichtigt werden muss. Während die atmosphärische P-Deposition auf Ackerland, Grünland und Wald bei der Ermittlung der P-Einträge über diffuse Eintragspfade berücksichtigt wird und die P-Deposition auf urbanen Flächen in die Ermittlung der P-Einträge über Trennkanalisation eingeht, ist die direkte atmosphärische Deposition auf Wasserflächen eine Bilanzgröße, die separat ermittelt wird.

Als Gebietskulisse hierfür wurden sämtliche Wasserflächen des DLM25 selektiert, die an Fließgewässer angeschlossen sind. Dies sind einerseits explizit als Polygone ausgewiesene

Wasserflächen, wie z.B. Binnenseen und große Ströme, und andererseits als Linien dargestellte Wasserflächen, wie z. B. kleine Flussläufe, Gräben und Kanäle. Die Polygone des DLM25 sind für die Ableitung der Wasserflächen direkt nutzbar, bei den linienförmigen Darstellungen werden die differenzierten Angaben des DLM25 zu Flussbreiten verwendet, um die entsprechenden Flächen abzuleiten.

Die Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen erfolgte dann nach Einzugsgebieten getrennt durch Verknüpfung der ausgewiesenen Wasserflächen mit einer einheitlichen Depositionsrate von 0,6 kg/(ha*a) die sich im Einklang mit Erkenntnissen des LHW befindet (schr. Mitt. Hr. Thomas Bach vom 15.08.2012).

In seiner email vom 15.08.2012 gibt Herr Bach (LHW) zur Höhe der atmosphärischen P-Deposition weitere Erklärungen: „…unsere Recherchen haben ergeben, dass es keinen aktuelleren Wert als den im Jahr 2005 ermittelten mittl. Eintrag von 0,6 kgP/ha*a gibt. (…) Aus den Altunterlagen war zu entnehmen, dass sich für den Anteil der Trockendeposition ein Mittelwert über alle Depositionsmessstandorte im LSA von 0,4 kgP/ha*a ergibt und für die Naßdeposition Werte von 0,1 bis 0,7kgP/ha*a unter Ansatz eines mittleren Niederschlages von 660mm für das LSA gemessen wurden. Aus diesen Ausgangsdaten und unter Kenntnis eines nach Behrendt (UBA-Texte 75/99) für die Neuen Bundesländer abgeleiteten Wertes von 0,7 kgP/ha*a, wurde dann ein mittlerer Eintrag von von 0,6 kgP/ha*a abgeleitet.

Da man heute annimmt, dass es keine Erhöhung dieses Wertes gegeben hat, war dieser Wert aus dem Jahr 2005 zu bestätigen.“

6 Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Zur vollständigen Abbildung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitungen, aus Trennkanalisation, durch Mischwasserüberläufe sowie aus Kleinkläranlagen verstanden.

6.1 N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie gewerblich-industrielle Direkteinleiter

Frachten von Ngesamt und Pgesamt im Ablauf kommunaler Kläranlagen wurden für die drei Jahre 2008-2010 vom Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt (LAU) ermittelt und dem Forschungszentrum Jülich zur Verfügung gestellt. Für industriell-gewerbliche Direkteinleiter konnten Ablauffrachten für die Jahre 2009 und 2010 vom LAU ermittelt werden. Dies betraf die Parameter Jahresabwassermenge, Jahresschmutzwassermenge, CSB, BSB_5, Pgesamt, TIN und TNb.

Damit war keine Ermittlung der N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen bzw. industriell-gewerbliche Direkteinleiter mit dem Modell MEPhos erforderlich. Mit Schreiben vom 13.12.2011 erläutert Herr Raiko Fröhlich die Erhebung, Pflege und Aufbereitung der Daten durch das LAU:

„Im Rahmen des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA/WEKU“ wurden durch das Landesamt für Umweltschutz dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Eigenüberwachungsdaten zur kommunalen Abwasserbehandlung im Land Sachsen- Anhalt aus den Jahren 2008, 2009 und 2010 aufbereitet und übergeben. Zu der industriellen/gewerblichen Abwasserbehandlung aus den Jahren 2009 und 2010 wurden ebenfalls die vorliegenden Daten aufbereitet und übergeben. Weitere Datensätze zu dieser Abwasserbehandlung liegen nicht vor. Für das Projekt wurden somit bis zu dreijährige repräsentative Datensätze zusammengestellt, die jeweils einen typischen IST-Zustand von kommunalen und industriellen/gewerblichen Abwassereinleitungen in die Fließgewässer Sachsen-Anhalts darstellen. Bei der kommunalen Abwasserbehandlung wurden dafür 250 Kläranlagen und bei der industriellen/gewerblichen Abwasserbehandlung 132 Abwasserbehandlungsanlagen berücksichtigt und ausgewertet.

Grundlage der Datenerhebung zur Abwasserbehandlung von kommunalen und industriellen/gewerblichen Kläranlagen in Sachsen-Anhalt ist die Eigenüberwachungsverordnung (EigÜVO) vom 25. Oktober 2010. Gemäß EigÜVO sind Betreiber von

- *Abwasserbehandlungsanlagen, in denen die Abwasserreinigung mit biologischen Verfahren erfolgt, ausgenommen Kleinkläranlagen (Anlagen mit einem Abwasseranfall von weniger als acht Kubikmeter je Tag (Bemessungsgröße), also einer Kapazität von etwa 50 Einwohnerwerten (EW),*
- *Abwasserbehandlungsanlagen mit physikalischen oder chemischen oder physikalisch-chemischen Verfahren mit einer Kapazität von mehr als 100 Kubikmeter je Tag,*
- *Abwasserbehandlungsanlagen für Abwasser ab zehn Kubikmeter je Tag, sofern in dem wasserrechtlichen Bescheid oder in einer anderen öffentlich-rechtlichen Entscheidung Anforderungen für den Ort des Anfalls oder vor der Vermischung mit anderem Abwasser gestellt sind jährlich mitteilungspflichtig.*

Ausgewertet wurden gem. der Berichtspflicht für die o. g. Abwasserbehandlungsanlagen folgende Angaben:

- *Abwasserdurchfluss in Kubikmeter je Tag,*
- *Konzentrationen der Abwasserinhaltsstoffe im Anlagenzulauf und Anlagenablauf, einschließlich der Angabe der angewendeten Mess- und Analyseverfahren sowie die Probenahmeart,*
- *Betriebsstörungen und sonstige Vorkommnisse, die eine erhebliche Beeinträchtigung der Reinigungsleistung der Abwasserbehandlungsanlage oder eine wesentliche nachteilige Veränderung des Gewässers verursacht haben oder besorgen ließen und die daraufhin eingeleiteten Maßnahmen,*
- *die ermittelte Jahresschmutzwassermenge, den Energieverbrauch; bei Anlagen zur Behandlung oder Mitbehandlung kommunalen Abwassers außerdem die angeschlossenen Einwohner und Einwohnergleichwerte, den Fremdwasseranteil in vom Hundert der Jahresschmutzwassermenge sowie Menge und Verbleib des Klärschlammes.*

Die von den Betreibern der Abwasserbeseitigungsanlagen gemeldeten Daten werden durch das Landesamt für Umweltschutz Sachsen-Anhalt jährlich erfasst, ausgewertet und in den vorhandenen Datenbestand eingepflegt."

Im Zuge einer intensiven Diskussion zwischen LAU und FZ Jülich über die Daten sowie die Ergebnisse der mittleren Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitungen wurden folgende Aspekte aufgeworfen:

- Bei den industriell-gewerblichen Direkteinleitern werden keine Messungen von TNb und TIN vorgenommen, wobei oftmals nur einer der beiden Stickstoffparameter pro Anlage bestimmt wird.
- Herr Raiko Fröhlich (LAU) erläutert dazu in seiner email vom 15.03.2013: *„In Sachsen-Anhalt wird überwiegend TIN gemessen, weil dieser Parameter Abwasserabgabe relevant ist. TNb ist nicht Abwasserabgabe relevant. TNb wird in den Fällen gemessen, wo Anhänge der Abwasserverordnung - AbwV Anforderungen dafür stellen. Wo nur TIN gemessen wird, ist der organische Anteil üblicherweise so gering, dass nur der anorganische Teil als Parameter festgelegt wird.*
- Und weiter: *„Um Missverständnisse bei den Definitionen auszuschließen, möchte ich TIN und TNb für das Verständnis im LAU kurz darlegen: Der vom Landesamt für Umweltschutz ausgewiesene TIN-Wert ist der Nges-Wert (N_H4-N Ammoniumstickstoff + N_O3-N Nitratstickstoff + NO2-N Nitritstickstoff). Es ist also der gesamte anorganischer Stickstoff. TIN (total inorganic nitrogen) ist die üblich verwendete englische Bezeichnung. Im deutschen wird auch die Bezeichnung Nges (=Summenparameter der anorganischen Stickstoffverbindungen) verwendet. Der gesamte gebundene Stickstoff (TNb = Total Nitrogen bound) erfasst sowohl den organisch gebundenen als auch den der gesamten anorganischer Stickstoff (N_H4-N Ammoniumstickstoff + N_O3-N Nitratstickstoff + NO2-N Nitritstickstoff). Im deutschen wird auch die Bezeichnung GesN = Summenparameter (organische + anorganische Stickstoffverbindungen) verwendet."*

Um sicherzustellen, dass für eine möglichst große Zahl industriell-gewerblicher Direkteinleiter N-Jahresfrachten geschätzt werden können, einigte man sich auf folgendes Vorgehen (email von Herrn Raiko Fröhlich vom 15.03.2013):

- Bei Kläranlagen, für die Werte für TNb und TIN oder nur für TNb vorliegen, wurden die TNb-Werte verwendet, da in diesem Wert der gesamte anorganischer Stickstoff und organisch gebundene Stickstoff enthalten ist.

- Bei industriellen Kläranlagen, für die nur Werte für TIN vorliegen, ist dieser Wert für Gesamt-N angesetzt. Der organische Anteil ist hier vernachlässigbar. Für alle kommunalen Kläranlagen wurden TNb-Frachten vom LAU bereitgestellt.

6.2 Modellierung der mittleren N- und P-Einträge über Mischwasserentlastungen

Abwasser aus Mischkanalisationen wird in Kläranlagen mehrstufig behandelt, bevor der Abwasserstrom in Fließgewässer eingeleitet wird. Entsprechend reduziert sind die Konzentrationen im Kläranlagen-Ablauf gegenüber dem -Zulauf. Bei Starkregenereignissen steigt die Abwassermenge im Mischkanalnetz kurzfristig stark an, wobei sich das Abwasser infolge Überlagerung unterschiedlicher Prozesse als Mischung aus im Kanal bereits vorhandenem Trockenwetterabfluss, Oberflächenabfluss von versiegelten Flächen, im Kanal aufgewirbelter und verfrachteter partikulärer Ablagerungen sowie dem Abtrag aus der Sielhaut darstellt (Beichert & Hahn 1996, Dette et al. 1996). Wenn bei Starkregenereignissen die Behandlungskapazitäten der angeschlossenen Kläranlagen und der im Kanalnetz vorhandenen Sonderbauwerke überstiegen werden, kann es zum Abschlag unbehandelten Mischwassers direkt in die Vorfluter kommen. Hierdurch erhalten Gewässer kurzzeitig einen hohen Stoffinput, der zur Schädigung des aquatischen Ökosystems führen kann. Um beurteilen zu können, wann es bei welchen Bedingungen zu Mischwasserüberläufen kommt, müssen die Rückhaltekapazitäten im Netz, z. B. Kanalstauräume, Regenrückhaltebecken und Regenüberlaufbecken, bekannt sein. Außerdem spielen die Wechselwirkungen der unterschiedlichen Sonderbauwerke, wie Drosselstrecken oder Düker, eine große Rolle, weil durch Rückstaueffekte das Abfluss- und Stofftransportverhalten stark verändert werden kann (Dette et al. 1996).

Aus dem Gesagten wird bereits deutlich, dass Einträge als Folge von Mischwasserentlastungen einer sehr hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität unterliegen, wodurch eine Betrachtung mehrjähriger mittlerer Zustände auf kanalnetzübergreifender, großskaliger Ebene erschwert wird. Aufgrund der angesprochenen Vorgänge ist die Genauigkeit von Berechnungen der Hydraulik und insbesondere der Schmutzfracht bereits bei zeitlich hoch aufgelöster Betrachtung einzelner Kanalnetze stark eingeschränkt, zumal der Abfluss ungleichmäßig erfolgt und Spülstöße auftreten (Dette et al. 1996). Eine Übertragbarkeit von Untersuchungen ist wegen der Individualität von Kanalnetzen ebenfalls nur bedingt möglich. Zur landesweiten Berechnung des mittleren Eintrags über Mischwasserüberläufe ist daher ein robuster Ansatz erforderlich, der sich auf die wesentlichen und flächendeckend erfassbaren Parameter beschränkt.

Die mittlere Höhe des Eintrags hängt dabei entscheidend von der in die Fließgewässer entlasteten Abflussmenge ab, die sich aus dem Oberflächenabflusssumme der an das Mischkanalnetz angeschlossenen versiegelten Flächen, der Regenabflussspende zur Kläranlage sowie des kumulierten Rückhaltevolumens aller Speicherbauwerke ergibt. In Anlehnung an die Berechnungsmethodik des ATV-Arbeitsblatts 128 (ATV-A 128, 1992) wird im Modell ME-Phos der mittlere P-Eintrag infolge Mischwasserentlastung nach Gl. 6-2 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e,MS} = VQ_{r,MS} \cdot e_0 \cdot c_{NP,MS} \qquad \text{Gl. 6-2}$$

mit:
- $SF_{e,MS}$ = entlastete Jahresfracht aus Mischwasserüberläufen [t/a]
- $VQ_{r,MS}$ = jährliche Regenabflusssumme im Mischsystem [m³/a]
- e_0 = Jahresentlastungsrate [%/100]

$c_{NP, MS}$ = Konzentration Gesamt-N bzw. Gesamt-P im entlasteten Mischwasser [mg/l]

Zunächst ist zu klären, in welchen Gebieten Sachsen-Anhalts Mischwasserkanalisationen auftreten. Hierzu wurden dem FZ Jülich vom LAU entsprechende Daten zur Verfügung gestellt, die das StaLa LSA erhoben hat. In den „Erläuterungen zur Datenbeschaffung und -aufbereitung von Daten zu Einträgen aus urbanen Räumen (Kanalnetze der Misch und Trennkanalisation, Regenrückhaltebecken) im Land Sachsen- Anhalt durch das Landesamtes für Umweltschutz“ vom 07.05.2012 führt der Projektbegleiter Herr Raiko Fröhlich (LAU) aus: „Im Rahmen des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA/WEKU“ wurden durch das Landesamt für Umweltschutz dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Daten zu Einträgen aus urbanen Räumen (Kanalnetze der Misch und Trennkanalisation, Regenrückhalteanlagen) im Land Sachsen-Anhalt mit dem Stand 2010 aufbereitet und übergeben. Die Daten zu den Kanalnetzen und den Regenrückhalteanlagen lagen nicht im Landesamt für Umweltschutz vor. Sie wurden vom Statistischen Landesamt Sachsen-Anhalt mit Sitz in Halle (Saale) beschafft, aufbereitet und übergeben. Weitere Datensätze liegen nicht vor.

Das Statistische Landesamt Sachsen-Anhalt erhebt die Daten zu den Kanalnetzen und den Regenentlastungsanlagen im Turnus von drei Jahren. Der letzte und für das Projekt übergebene Stand ist der 31.12.2010. Für das Projekt wurden somit aktuelle repräsentative Datensätze aufbereitet, die die Einleitungen aus urbanen Räumen in die Fließgewässer Sachsen-Anhalts darstellen.

Bei der Auswertung der Kanallängen wurden 516 Gemeinden, bei der Auswertung der Regenentlastungsanlagen 148 Gemeinden berücksichtigt.

Die Kanalnetzlängen wurden entsprechend ihrer Bauart (Mischwasserkanal, Schmutzwasserkanal, Regenwasserkanal) getrennt ausgewiesen. Zu den jeweiligen Kanalnetzen wurden die betroffenen OWK zugeordnet.

Die Regenentlastungsanlagen wurden ebenfalls entsprechend ihrer Bauart (Regenüberlaufbecken, Regenrückhaltebecken, Regenklärbecken) getrennt ausgewiesen. Dabei wurden die Anzahl der Anlagen in den Gemeinden und das summierte Rückhaltevolumen am Standort berücksichtigt. Zusätzlich wurde zu den Standorten (Gemeinden) der jeweils betroffene OWK zugeordnet.“

Da die räumlich verteilten Informationen zum Anteil des Trennkanalnetzes am gesamten Kanalisationssystem auf Gemeindebasis vorliegen, erfolgt die gesamte Modellierung des Stoffeintrags aus Trennkanälen auf dieser räumlichen Aggregationsstufe.

Abbildung 6-1 zeigt den Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz auf Gemeindebasis.

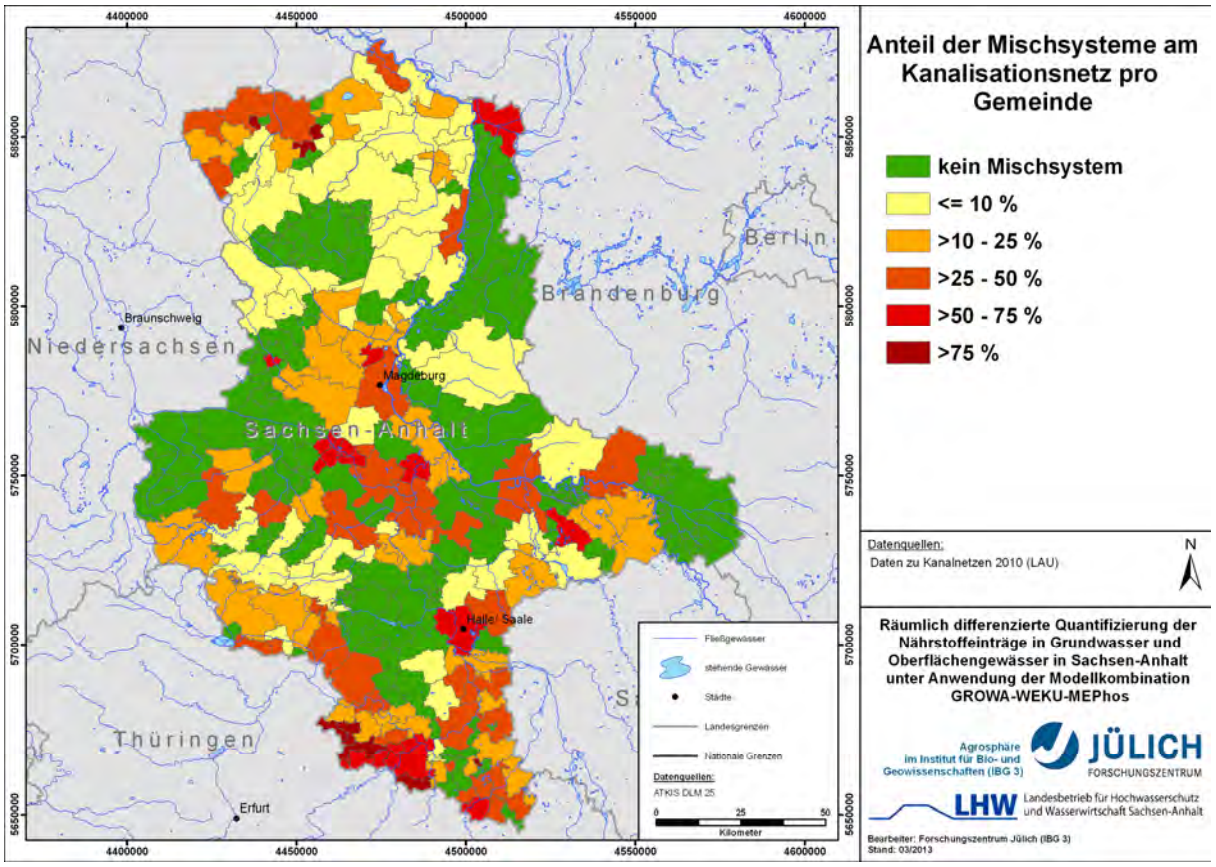


Abbildung 6-1: Anteil des Mischsystems am Kanalisationsnetz auf Gemeindebasis

In die Berechnung der jährlichen Regenabflusssumme aus dem Mischsystem geht die mit GROWA für versiegelte Flächen modellierte mittlere Direktabflusshöhe, die auf versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss gleichgesetzt werden kann, ein (Kapitel 3.5). Informationen zu (teil-)versiegelten Flächen werden den Landnutzungsdaten entnommen. Informationen zum Versiegelungsgrad von einzelnen Landnutzungskategorien werden der Fachliteratur entnommen, z.B. MUNLV (2006). Aufgrund der Datenlage werden Nährstoffeinträge über Mischwasserentlastung integrativ für Gemeindeflächen Sachsen-Anhalts berechnet.

In der Diskussion zur Ermittlung von Stoffeinträgen durch Mischwasserentlastungen wurde seitens des LAU auch die Frage gestellt, ob es sich bei e_0 in Gl. 6-2 um die zulässige oder tatsächliche Entlastungsrate handele. In diesem Zusammenhang wird auf ATV A-128 (1992) verwiesen. Hier heißt es dazu in Abschnitt 7.1: „Die zulässige Entlastungsrate eo ist ein Rechenwert, der für den Bezugslastfall mit hNa = 800 mm abgeleitet wurde. Der Einfluss anderer Jahresniederschlagshöhen wird durch den Wert ah in Gleichung (7.5) berücksichtigt. Die tatsächliche Entlastungsrate e in einem Entwässerungsgebiet weicht je nach örtlichen Niederschlagsverhältnissen mehr oder weniger vom Bemessungswert e_o ab.“ Da im Modell MePhos in die Ermittlung der Abflusssumme im Mischsystem keine Standard-Niederschlagshöhe eingeht sondern der flächendifferenziert modellierte urbane Direktabfluss, der ggfls. gesplittet wird in einen Entwässerungsanteil in Trennsysteme und einen in Mischsysteme, kann man hier nicht von einem standardisierten Bezugslastfall sprechen. Daher kann man davon ausgehen, dass im Modell nicht die zulässige Entlastungsrate abgeschätzt wird. Da im Projekt mehrjährige mittlere Verhältnisse des Nährstoffeintrags in die Oberflächengewässer betrachtet werden sollen, und keine Einzelereignisse, bleibt nur die Verwendung langjähriger mittlerer urbaner Abflüsse als Eingangsgröße.

Zur Ermittlung der an Mischsysteme angeschlossenen befestigten Fläche wurden für die Gemeinden mit Mischwasserkanalisation aus den Landnutzungsdaten des ATKIS DLM 25

die urbanen Landnutzungsklassen selektiert: Wohnbaufläche, Industrie und Gewerbe, Flächen besonderer funktionaler Prägung, Verkehrsflächen sowie Mischnutzung. Für jede dieser urbanen Nutzungsklassen (die aus versiegelten und unversiegelten Flächenanteilen bestehen) wird ein mittlerer Versiegelungsgrad definiert, der in Abhängigkeit der Klasse zwischen 40 und 80 % ausmacht. Durch Multiplikation der Gebietsgröße der Nutzungsklasse mit dem jeweiligen Versiegelungsgrad ergibt sich Ared als befestigte Fläche, im Sinne des versiegelten Teils des urbanen Raums, der in Kanalisationen entwässert.

Von der gesamten (total) versiegelten Fläche wird dann der relative Flächenanteil mit Anschluss an Mischsysteme abgetrennt, der sich pro Gemeinde durch den Mischsystemanteil darstellt. Die zulässige Entlastungsrate e_0 eines Mischeinzugsgebiets errechnet sich aus den beiden Parametern Regenabflussspende zur Kläranlage (qr) und kumuliertes spezifisches Speichervolumen (VS) gemäß Gl. 6-3 bis Gl. 6-5 (ATV-A 128, 1992). Nach Brombach und Michelbach (1998, S. 16) wird als mittlere Regenabflussspende 1 l/(s*ha) angesetzt. Dies entspricht dem Mittelwert in ATV 128 (1992) im Nomogramm „Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflussspende und der zulässigen Entlastungsrate“, Bild 13.

$$e_0 = \frac{H_1}{V_S + H_2} - 6 \qquad \text{Gl. 6-3}$$

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot qr}{0{,}551 + qr} \qquad \text{Gl. 6-4}$$

$$H_2 = \frac{36{,}8 + 13{,}5 \cdot qr}{0{,}5 + qr} \qquad \text{Gl. 6-5}$$

Das spezifische Speichervolumen eines Einzugsgebiets mit Mischentwässerung setzt sich zusammen aus den kumulierten Speichervolumina aller Regenentlastungsanlagen, die auf die kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an diese Bauwerke bezogen wird:

$$V_S = \frac{V_{MS}}{A_{red,MS}} \qquad \text{Gl. 6-6}$$

mit: V_{MS} = kumuliertes Speichervolumen der Regenentlastungsanlagen im Einzugsgebiet
$A_{red,MS}$ = kumulierte versiegelte Fläche mit Anschluss an Sonderbauwerke des Mischkanalsystems

Wie oben bereits dargelegt, konnten vom LAU Daten zu Regenentlastungsanlagen für 148 Gemeinden bereit gestellt werden, d.h. der Datensatz deckt nicht das gesamte Bundeland Sachsen-Anhalt ab. Die Rückhaltevolumina der Anlagen wurden gemäß dem Anteil der Kanalnetz-Typen für jede Gemeinde gesplittet. Entlastungsraten e0 können für 84 Gemeinden ermittelt werden. Die mittlere Entlastungsrate beträgt 57 %, bei einem Minimum von 13 % und einem Maximum von 62 %. Für Gemeinden mit Mischwasserkanalisation und ohne ermittelbare Entlastungsrate wird daher die mittlere Rate e0 = 57 % angesetzt.

Nach Gl. 6-2 muss zur Berechnung der mittleren Nährstoffeinträge auch die mittlere Konzentration von Gesamt-P bzw. Gesamt-N im Mischwasser bei Starkregen bekannt sein. Diese Konzentrationswerte werden der Literatur entnommen, es sei denn, es stehen Ergebnisse regionaler Untersuchungen im betrachteten Untersuchungsgebiet zur Verfügung. Für Sachsen-Anhalt konnten Ergebnisse aus Untersuchungen des LHW am RÜB/RRB Halle-Ost in

den Jahren 2008-2010 im Hinblick auf Nährstoffkonzentrationen im entlasteten Mischwasser ausgewertet werden. Danach ergeben sich mittlere Konzentrationen von 1,35 mg/l Gesamt-P und 10,1 mg/l Gesamt-N. Diese Werte liegen deutlich niedriger als bisher Literaturwerte, z.B. aus dem Datenpool nach Brombach/Fuchs: 1-1,5 mg/l Gesamt-P und 14,9 mg/l Gesamt-N, bezogen auf Überlaufwasser Zentraleuropa oder MUNLV NRW (2011): 2 mg/l Gesamt-P und 8 mg/l Gesamt-N.

6.3 Modellierung der mittleren Einträge über Trennkanalisationen

Unter dem Pfad Trennkanalisation werden in dieser Arbeit P-Einträge von versiegelten Flächen mit dem Oberflächenabfluss verstanden. Ein Eintragspotenzial ergibt sich im Wesentlichen durch Ablagerungen der atmosphärischen Deposition, verkehrsbedingten Staubeintrag, Laubstreu und tierische Exkremente. Nach der Modellvorstellung erreicht der Abfluss den Vorfluter direkt über Regenwasserkanalisation im Trennsystem, d.h., es erfolgt keine Behandlung des Regenwassers. Eine dezentrale Regenwasserbeseitigung bleibt unberücksichtigt, zumal räumlich hoch aufgelöste Daten hierzu nicht zur Verfügung stehen.

Neben der Nährstoff-Konzentration sind folgende Parameter ausschlaggebend für die Höhe der emittierten Fracht: Anteil versiegelter Flächen, Anschlussgrad dieser Flächen an ein Trennkanalisationsnetz sowie Abflusshöhe von versiegelten Flächen, die an Trennkanalsysteme angeschlossen sind (Beudert 1997, MUNLV 2003). Während die beiden Parameter Versiegelungsflächen und Abflusshöhe als flächendifferenzierte Datensätze zur Landnutzung bzw. zur Direktabflusshöhe nach GROWA vorliegen, sind Informationen über den Anschlussgrad versiegelter Flächen an die Kanalisationstypen Mischkanal bzw. Trennkanal in der Regel lediglich für größere administrative Einheiten vorhanden. Vom LAU konnten dem FZ Jülich entsprechende Daten zur Verfügung gestellt werden. In den „Erläuterungen zur Datenbeschaffung und -aufbereitung von Daten zu Einträgen aus urbanen Räumen (Kanalnetze der Misch und Trennkanalisation, Regenrückhaltebecken) im Land Sachsen- Anhalt durch das Landesamtes für Umweltschutz“ vom 07.05.2012 führt der Projektbegleiter Herr Raiko Fröhlich (LAU) aus: „Im Rahmen des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA/WEKU“ wurden durch das Landesamt für Umweltschutz dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Daten zu Einträgen aus urbanen Räumen (Kanalnetze der Misch und Trennkanalisation, Regenrückhalteanlagen) im Land Sachsen-Anhalt mit dem Stand 2010 aufbereitet und übergeben. Die Daten zu den Kanalnetzen und den Regenrückhalteanlagen lagen nicht im Landesamt für Umweltschutz vor. Sie wurden vom Statistischen Landesamt Sachsen-Anhalt mit Sitz in Halle (Saale) beschafft, aufbereitet und übergeben. Weitere Datensätze liegen nicht vor.

Das Statistische Landesamt Sachsen-Anhalt erhebt die Daten zu den Kanalnetzen und den Regenentlastungsanlagen im Turnus von drei Jahren. Der letzte und für das Projekt übergebene Stand ist der 31.12.2010. Für das Projekt wurden somit aktuelle repräsentative Datensätze aufbereitet, die die Einleitungen aus urbanen Räumen in die Fließgewässer Sachsen-Anhalts darstellen.

Bei der Auswertung der Kanallängen wurden 516 Gemeinden, bei der Auswertung der Regenentlastungsanlagen 148 Gemeinden berücksichtigt.

Die Kanalnetzlängen wurden entsprechend ihrer Bauart (Mischwasserkanal, Schmutzwasserkanal, Regenwasserkanal) getrennt ausgewiesen. Zu den jeweiligen Kanalnetzen wurden die betroffenen OWK zugeordnet.

Die Regenentlastungsanlagen wurden ebenfalls entsprechend ihrer Bauart (Regenüberlaufbecken, Regenrückhaltebecken, Regenklärbecken) getrennt ausgewiesen. Dabei wurden die Anzahl der Anlagen in den Gemeinden und das summierte Rückhaltevolumen am Standort

berücksichtigt. Zusätzlich wurde zu den Standorten (Gemeinden) der jeweils betroffene OWK zugeordnet."

Daten zu Bürgermeisterkanälen sind in den Daten zu Kanalnetzen enthalten (Erläuterungen zur Datenbeschaffung und -aufbereitung von Daten zu Einträgen aus Bürgermeisterkanälen (BMK) im Land Sachsen- Anhalt durch das Landesamt für Umweltschutz vom 04.07.2012 von Herrn Raiko Fröhlich (LAU).

Da die räumlich verteilten Informationen zum Anteil des Trennkanalnetzes am gesamten Kanalisationssystem auf Gemeindebasis vorliegen, erfolgt die gesamte Modellierung des Stoffeintrags aus Trennkanälen auf dieser räumlichen Aggregationsstufe.

Für die total versiegelten Flächen eines Sub-Einzugsgebiets wird die Direktabflusshöhe mittels GROWA berechnet und dann um den Teil prozentual verringert, den die Mischkanalisation im Einzugsgebiet einnimmt. Der resultierende Direktabflussanteil wird mit einer einheitlichen Konzentration (Gesamt-P, Gesamt-N) multipliziert (MUNLV 2006, Gl. 6-7).

$$FTK = \frac{Q_{Dir,vers} \cdot \left(\frac{A_{TK}}{100} \right) \cdot C_{Pges}}{100}$$

Gl. 6-7

mit:	F_{TK}	= N,P-Einträge über Trennkanalisation	[kg/(ha·a)]
	$Q_{Dir, vers}$	= mittlere Abflusshöhe von versiegelten Flächen	[mm/a]
	A_{TK}	= Anteil des Trennkanalsystems am Entwässerungssystem	[%]
	C	= mittlere Konzentration P-gesamt bzw. N-gesamt	[mg/l]

Wie oben ausgeführt, hängt die Nährstoffbelastung im Regenwasserablauf u.a. von der atmosphärischen Deposition und von verkehrsbedingten Staubemissionen ab. Diese Faktoren schwanken räumlich, zumal das Bundesland Sachsen-Anhalt stark unterschiedliche Bevölkerungsdichten und damit Belastungspotenziale aufweist (siehe nachfolgende Karte der Bevölkerungsdichten). Es wird daher davon abgesehen, mit einer pauschalen Standard-Konzentration im Regenwasserablauf zu modellieren. Stattdessen werden drei Belastungskategorien unterschieden (Tabelle 6-1). Die räumliche Umsetzung der Belastungskategorien zeigt Abbildung 6-2.

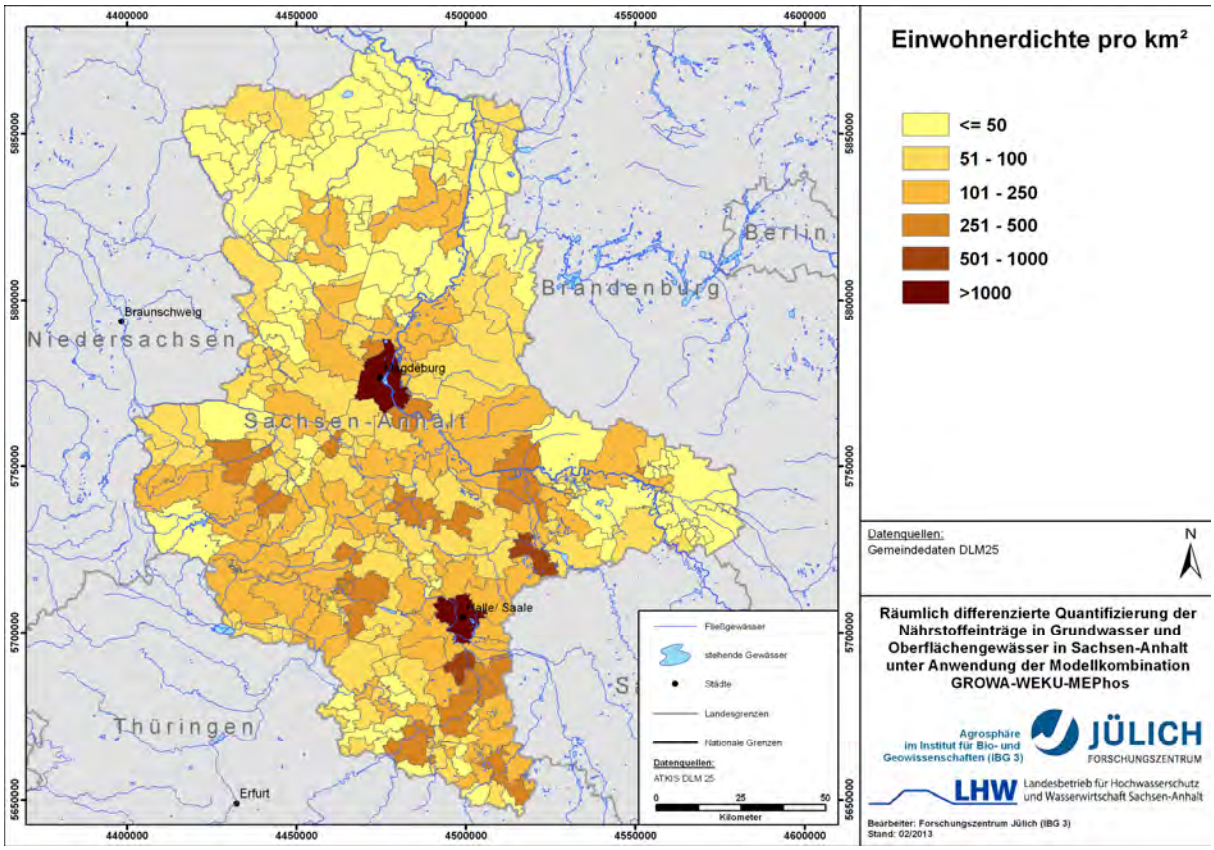


Abbildung 6-2: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2010

Tabelle 6-1: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen

Kategorie	Objektarten ATKIS DLM25	Konzentration Pges (mg/l)	Konzentration Nges (mg/l)
Wenig belastet	2111 Wohnbaufläche 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte <= 100 Ew. / km²	0,25	3
Mittel belastet	2114 Fläche besonderer funktionaler Prägung 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte >100 und <=500 Ew. / km²	0,35	3,5
Stark belastet	2112 Industrie und Gewerbe Verkehr (3501, 3301, 3103 etc.) 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte > 500 Ew. / km²	0,5	4

Die Herkunftsgebiete „Mischnutzung“ werden entsprechend der Bevölkerungsdichte differenzierter betrachtet, weil in dieser ATKIS-Objektart im Original sowohl Wohngebäude u. landwirtschaftliche Gebäude im ländlichen Raum als auch innenstädtische verkehrsreiche Flächen in Halle und Magdeburg gleichermaßen enthalten sind. Da diesen Mischnutzungen jedoch unterschiedliche Belastungspotenziale zukommen, werden sie nach Maßgabe der Bevölkerungsdichte weiter unterschieden. Die P-Konzentrationen im Regenwasserablauf sind relativ niedrig, zieht man zum Vergleich die Arbeiten MUNLV NRW 2011 (1 mg/l) oder den Brombach-Fuchs-Datenpool (Überlaufwasser Zentraleuropa 0,5-1,1 mg/l) heran. Die P-Konzentrationen befinden sich jedoch im Einklang mit Untersuchungen aus dünner besiedelten Räumen in Deutschland, die mit Sachsen-Anhalt als eher vergleichbar angesehen werden (z.B. Fischer er al. 2000). Die verwendeten Konzentrationen befinden sich im Einklang mit Einschätzungen des LAU, die beim Fachkolloquium „Mischwasser“ am 18.11.2010 präsentiert wurden (Frank Fromm FG 21).

6.4 Modellierung der mittleren Einträge aus Kleinkläranlagen

Daten zu N- und P-Einträgen aus Kleinkläranlagen wurden dem FZ Jülich durch das LAU zur Verfügung gestellt. In den „Erläuterungen zur Datenbeschaffung und -aufbereitung von Daten zu Einträgen aus Kleinkläranlagen (KKA) im Land Sachsen- Anhalt durch das Landesamtes für Umweltschutz“ vom 03.07.2012 führt der Projektbegleiter Herr Raiko Fröhlich (LAU) aus: „Im Rahmen des Projektes „Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA/WEKU“ wurden durch das Landesamt für Umweltschutz dem Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Daten zu Einträgen aus Kleinkläranlagen im Land Sachsen-Anhalt mit dem Stand 31.12.2010 aufbereitet und übergeben. Die Daten zu den Kleinkläranlagen lagen im Landesamt für Umweltschutz nicht vor. Sie wurden vom Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt mit Sitz in Halle (Saale) beschafft, auf Vollständigkeit und Plausibilität geprüft, entsprechend den unten genannten Kriterien mit Hilfe des LHW aufbereitet und übergeben. Weitere Datensätze liegen nicht vor. Das Landesverwaltungsamt Sachsen-Anhalt erhebt die Daten zu den Kleinkläranlagen bei Bedarf. Der letzte und für das Projekt übergebene Stand ist der 31.12.2010.

Für das Projekt wurden somit aktuelle repräsentative Datensätze aufbereitet, die die Einleitungen aus KKA in die Fließgewässer Sachsen-Anhalts darstellen. Bei der Auswertung wurden 2167 Datensätze berücksichtigt und nach den Kriterien OWK, Landkreise, Einwohner, Nges. und Pges. getrennt ausgewiesen. Die Datensätze beinhalten Informationen zu den Entwässerungsgebieten, den betroffenen OWK, die Anzahl der für die KKA maßgeblichen Einwohner im Jahr 2009 sowie die Unterscheidung der Arten der KKA (Abwasserentsorgung in Grundwasser/abflusslose Sammelgruben oder Abwasserentsorgung in Oberflächengewässer über herkömmliche Dreikammergruben).“

Im Ergebnis enthalten die zur Verfügung gestellten Daten eingeleitete N- und P-Frachten für alle in 437 Oberflächenwasserkörpern erfassten Abwasseranfallorte (Ortslagen) in Form von Summen für jeden Oberflächenwasserkörper. Im Folgenden wurde für die Modellierung nicht weiter unterschieden, ob die Einleitung direkt in ein Oberflächengewässer oder ins Grundwasser bzw. abflusslose Sammelgruben erfolgt. Die Angaben hierzu liegen in den vom LAU übergebenen Daten trotz zunächst hoher räumlicher Auflösung der Daten aus Basis der Ortslagen lediglich als Pauschalwerte vor. In den zur Verfügung gestellten Excel-Tabellen heißt es zum Anteil der Abwasserentsorgung: „Entspricht 60% (40%) der gesamt dezentral entsorgenden E…(Pauschalierung gemäß Auswertung der ABK durch LAU)“.

Ein Reinigungseffekt bei Kleinkläranlagen mit Einleitung über die Bodenpassage wird somit modelltechnisch nicht berücksichtigt. Einerseits wird es als zweifelhaft angesehen, ob die pauschalen Annahmen zum Anteil der oberirdischen bzw. unterirdischen Abwasserableitung zu einer Verbesserung der Modellgenauigkeit führen. Andererseits würde eine Berücksichti-

gung der Abwasserableitung bei einem Anteil der Kleinkläranlagen-Einträge von 2% an der Gesamt-Stickstoffemission und von 9 % an der Gesamt-Phosphoremission Sachsen-Anhalts nicht zu signifikanten Veränderungen in der Relevanz von Eintragspfaden bzw. in der Validierung führen.

7 Datengrundlagen

Für die Modellanalysen mit den Modellen GROWA, DENUZ, WEKU und MePhos werden zahleiche flächendifferenzierte klimatische, hydrologische, pedologische, topographische und hydrogeologische Basisdaten benötigt. Im Folgenden werden Herkunft, Erfassungsmethodik und Genauigkeit der verwendeten Eingabedatensätze behandelt. Hierbei wird, falls erforderlich, auf die Verfahrensschritte bei der Datenaufbereitung sowie regionale Besonderheiten eingegangen. In Tabelle 7-1 sind für die Modellierung des Wasserhaushaltes und der Verweilzeiten in Sachsen-Anhalt verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt.

Tabelle 7-1: Datengrundlagen für die Modellierung von Wasserhaushalt und Verweilzeiten in Sachsen-Anhalt.

Themengebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Grunddaten	Verwaltungsgrenzen	Vektor	LHW
Hydrographie	Fließgewässer, Seen	Vektor	LHW
	Oberflächenwasserkörper	Vektor	LHW
	Grundwasserkörper	Vektor	
Klima	Sommerniederschlag		Deutscher Wetterdienst Rasterdaten
	Winterniederschlag	Raster	
	Potenzielle Verdunstung (Wendling)		
Boden	effektive Durchwurzelungstiefe		LAGB Datenbank Borel
	nutzbare Feldkapazität		
	kapillare Aufstiegshöhe	Vektor	
	Staunässegrad		
Landnutzung	Bodenbedeckungskategorien	Vektor	ATKIS DLM 25
Hydrogeologie	Grundwasserführende Gesteinseinheiten	Vektor	LAGB
	Grundwassergleichen	Vektor	LHW
	Durchlässigkeitsklassen	Vektor	HK50 (LAGB)/HÜK200(BGR)
	Flurabstand	Vektor	(FUGRO-HGN)
Topographie	Hangneigung	Raster	DGM10 (LAGB)
	Hangexposition	Raster	
Dränagen	Dränierte landwirtschaftliche Flächen	Raster	LLFG/MLU/Mitteldeutsches Institut für angewandte Standortkunde und Bodenschutz
Erosion	Sedimenteintrag Oberflächengewässer	Vektor	Fa. Geoflux
Hydrogeochemie	Grundwassergütedaten	dbf	LHW
Oberflächen-	Einzugsgebietsgrenzen	Vektor	LHW

gewässer	Tagesmittel der Abflüsse	dbf	
	Gütedaten Fließgewässer	dbf	LHW
Punkteinträge	Kommunale Kläranlagen	Tabellen	LAU
	Industriell-gewerbliche Direkteinleiter		
	Daten zu Kanalsystemen und Anschlussgraden, Kleinkläranlagen		

Die Eingangsdaten liegen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 50 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ARCGIS.

7.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

Für die flächendifferenzierte Quantifizierung der N- und P- Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt ist eine digitale Grundkarte des Bundeslandes eine unabdingbare Voraussetzung. Die Geometrie der digitalen Grundkarte stellt das geographische Referenzsystem für die Bearbeitung des gesamten Forschungsvorhabens dar, auf welches sowohl alle Datengrundlagen als auch alle Modellrechnungen bezogen wurden.

Grundvoraussetzung für die Anwendung der Modelle GROWA, DENUZ, WEKU und MEPhos ist eine Umwandlung der auf Vektoren basierten Eingangsdaten in Rasterdaten und eine Vereinheitlichung der Rasterweite aller Datensätze. Bei der Diskretisierung der für Sachsen-Anhalt vorhanden Datensätze wurden folgende Randbedingungen beachtet:

- Die Modellierung erfolgte unter Verwendung möglichst hoch aufgelöster, flächendeckend vorliegender digitaler Daten.
- Die hoch aufgelösten Daten mussten rationell verarbeitbar sein
- Der unvermeidliche Informationsverlust, der bei der Transformation von Vektordaten in das für die Modellierung erforderliche Rasterformat auftritt, wurde möglichst gering gehalten.
- Es musste sichergestellt sein, dass das statistische Verhalten der Datensätze trotz des Verlustes an räumlicher Information unverändert blieb.

In (Dörhöfer et al., 2001) wurde am Beispiel des Attributs „Bodentyp“ der Bodenkarte Niedersachsens im Maßstab 1:50.000 (BK 50) untersucht, wie sich unterschiedliche Rasterungen (50 bis 1000 m) auf den Informationsgehalt von nominal skalierten Vektordaten auswirken. Der zu überprüfende Informationsgehalt wurde über die Kriterien „Diversität der Bodentyp-Klassen“ und „Abweichungen von der primären Flächengröße pro Bodentyp-Klasse“ definiert. Die Untersuchung zeigte, dass bei Rasterweiten von 1000 m und 500 m nicht alle Bodentypklassen in dem Rasterdatensatz repräsentiert werden. Bei einer Rasterung von 250m blieben zwar alle Bodentypklassen erhalten, jedoch traten Abweichungen der Flächengrößen von bis 30 % auf. Bei der 50 m und 100 m Auflösung waren die Abweichungen geringer und lagen zudem in der gleichen Größenordnung (max. 5 %).

Da Rasterweiten unter 50 m den Informationsverlust von Karten im Maßstab 1:50.000 nur unwesentlich verringern, dafür den Rechenaufwand aber überproportional erhöhten, wurde ein 50 m Raster als optimal für die Untersuchungen in Sachsen-Anhalt angesehen. Somit wurde die Landesfläche Sachsen-Anhalts in ca. 17 Mio. individuelle Rasterzellen unterteilt,

auf die jede Modelleingabegröße bzw. jede Modellrechnung bezogen wurde. Als einheitliche Geokodierung wurde das geodätische Gauß-Krüger-Netz mit dem 12. Längengrad als Bezugsmeridian verwendet..

7.2 Klimatische Datengrundlagen

Alle klimatischen Datengrundlagen basieren auf Daten des Deutschen Wetterdienstes (DWD). Dabei handelt es sich um folgende digitale Datensätze der hydrologischen Periode 1971-2000:

- Mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr,
- Mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr,
- Mittlere jährliche potenzielle Verdunstungshöhe nach Wendling.

Zur Verwendung dieser Daten für die Modellierungen wurden durch das Land Sachsen Anhalt mit dem DWD eine Vereinbarung zur endgeltfreien Nachnutzung der Daten getroffen. Im FZJ erfolgte eine Disaggregierung dieser Daten auf die Rasterweite von 50 m.

7.2.1 Niederschlagshöhe

In die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem GROWA-Modell gehen die mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Sommerhalbjahr und die mittlere Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr ein.

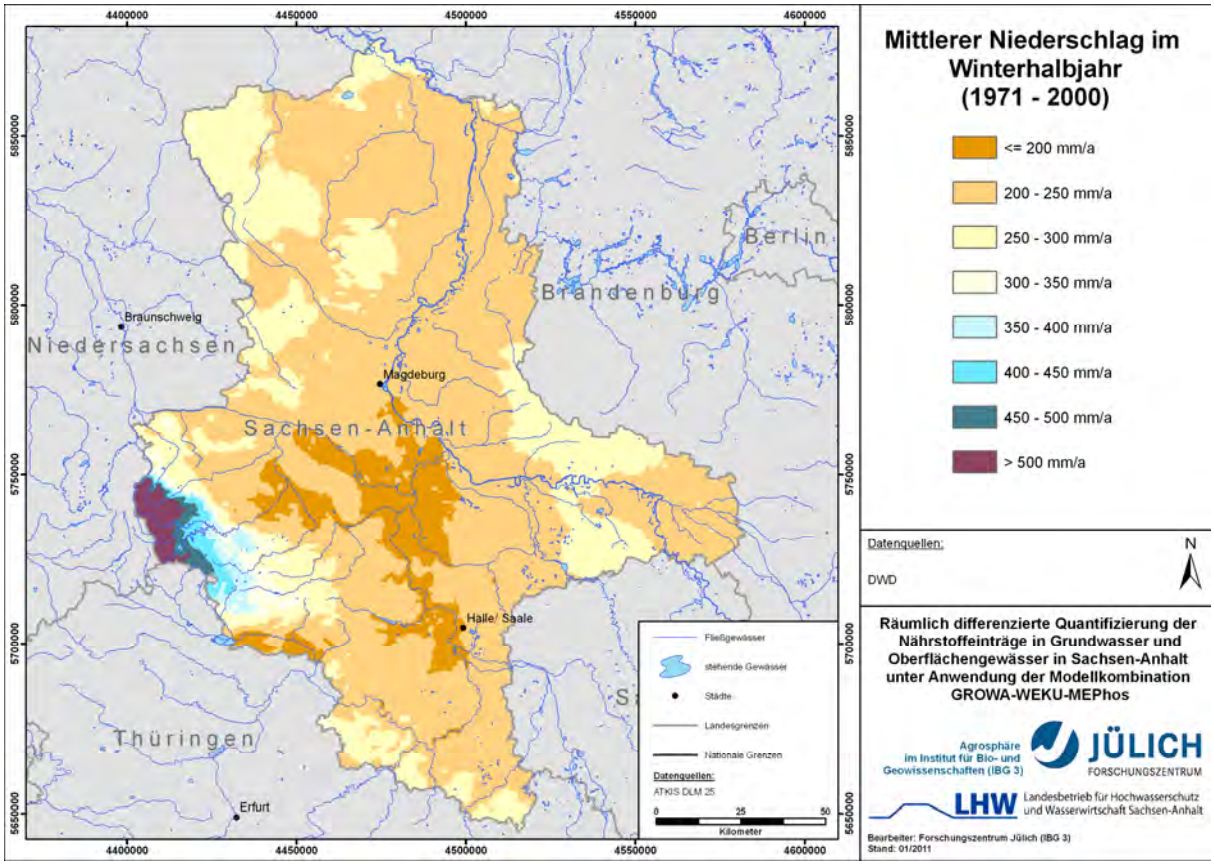


Abbildung 7-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000

Die in Abbildung 7-1 dargestellten mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr der Periode 1971-2000 liegen in einem Bereich zwischen weniger als 200 mm/a mehr als 500 mm/a. Aufgrund seiner im Vergleich zum Umland mit 1142 m über NN exponierten Lage beeinflusst der Harz die Niederschläge in Sachsen-Anhalt maßgeblich. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten einfließenden Meeresluft kommt es in den wetterexponierten nördlichen und nordwestlichen Teil des Harzes zu Steigungsregen. Im hydrologischen Winterhalbjahr liegen diese bei mehr als 500 mm/a. Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, macht sich daher deutlich bemerkbar. Im gesamten Regenschatten des Harzes, d.h. im nördlichen, östlichen und südlichen Harzvorland liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr relativ gleichförmig zwischen weniger als 200 mm/a und 250 mm/a. In den südlichen Landesteilen Sachsen-Anhalts macht sich dabei zudem die Lage im Regenschatten von Thüringer Wald und Erzgebirge bemerkbar. In den nördlichen Landesteilen Sachsen-Anhalts liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr zwischen ca. 200 mm/a (im Osten) und ca. 300 mm/a (im Westen), was auf einen nach Osten hin zunehmend kontinentaleren Einfluss hindeutet.

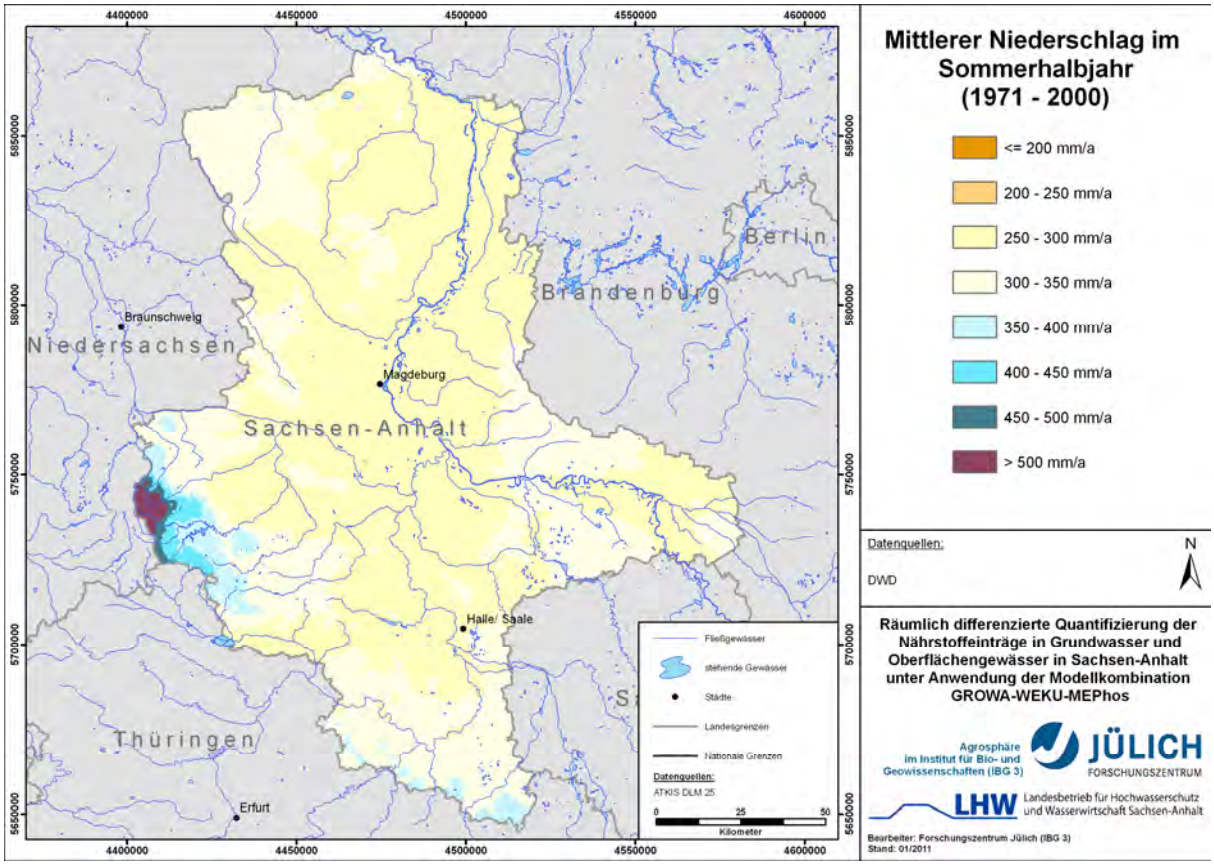


Abbildung 7-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000.

Abbildung 7-2 zeigt die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Sommerhalbjahr im Bezugszeitraum (1971-2000). Im Harz werden auch im hydrologischen Sommerhalbjahr Niederschlagshöhen über 500 mm/a erreicht. Für weite Landesteile Sachsen-Anhalts zeigt sich eine relativ gleichförmiger Wertebereich zwischen ca. 250 mm/a und 350 mm/a. Die Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahre (November bis April) ist daher im Mittel geringer als die des hydrologischen Sommerhalbjahres (Mai bis Oktober). Somit fällt in Sach-

sen-Anhalt die niederschlagsreichste Zeit mit der Zeit des geringsten Verdunstungspotenzials zusammen.

7.2.2 Potenzielle Verdunstung nach Wendling

Aufgrund des sehr hohen Messaufwandes werden zur Ermittlung der Verdunstung in der Regel Modelle genutzt, welche es ermöglichen die Verdunstung aus leichter zugänglichen Messgrößen zu berechnen. Das bekannteste Modell ist die Penman-Monteith-Beziehung (Allen et al., 1998). Die Potenzielle Verdunstung (ET_0) ist jene Verdunstung, die sich allein aus den meteorologischen Daten ergibt. Um hierbei eine einheitliche Berechnung zu ermöglichen, müssen die übrigen Randbedingungen (Vegetation, Landnutzung und Bodeneigenschaften) vorher definiert sein.

Von der FAO (Food and Agriculture Organization) wird als international einheitlicher Standard die Gras-Referenzverdunstung empfohlen, welche auf der Penman-Monteith-Beziehung basiert (ATV-DVWK, 2002). Hierbei wurden folgende Randbedingungen festgelegt: das ganze Jahr über Grasbedeckung (12 cm Höhe) mit festen Verdunstungswiderständen, kein Trockenstress (mindestens ca. 50 % der nutzbaren Feldkapazität) und eine Albedo der Oberfläche von 0,23.

In der vorliegenden Arbeit werden die vom Deutschen Wettdienst herausgegebenen Daten zur potenziellen Verdunstung verwendet, die auf ein Verfahren nach (Wendling, 1995) basieren. Hierbei wurde die Grass-Referenzverdunstung zur Berechnung langjähriger Verdunstungshöhen modifiziert. Weiterhin wurden Faktoren zur Berücksichtigung der Höhe und der Küstennähe eingeführt (ATV-DVWK, 2002). Die deutschlandweite Umsetzung dieses Verfahrens fand Eingang in den Hydrologischen Atlas von Deutschland (HAD, 2000).

Abbildung 7-3 zeigt die jährlichen potenziellen Verdunstungshöhe nach Wendling (1971-2000) in Sachsen-Anhalt. Die potenzielle Verdunstung ist abhängig von verschiedenen meteorologischen Randbedingungen (z.B. Temperatur, Luftfeuchte, Strahlung etc.) die wiederum höhenabhängig sind. Somit wird die räumlich Struktur der Verteilung der potentiellen Verdunstung im Allgemeinen stark von den morphologischen Gegebenheiten geprägt. Aufgrund des Fehlens ausgeprägter Erhebungen liegen die potenziellen Verdunstungshöhen in weiten Teilen Sachsen-Anhalts zwischen 575 mm/a und 600 mm/a. Von West nach Ost macht sich ein leicht steigender Temperaturgradient bemerkbar, welcher im gesamten Elbtal östlich der Saalemündung für potenzielle Verdunstungshöhen von über 600mm/a verantwortlich ist.

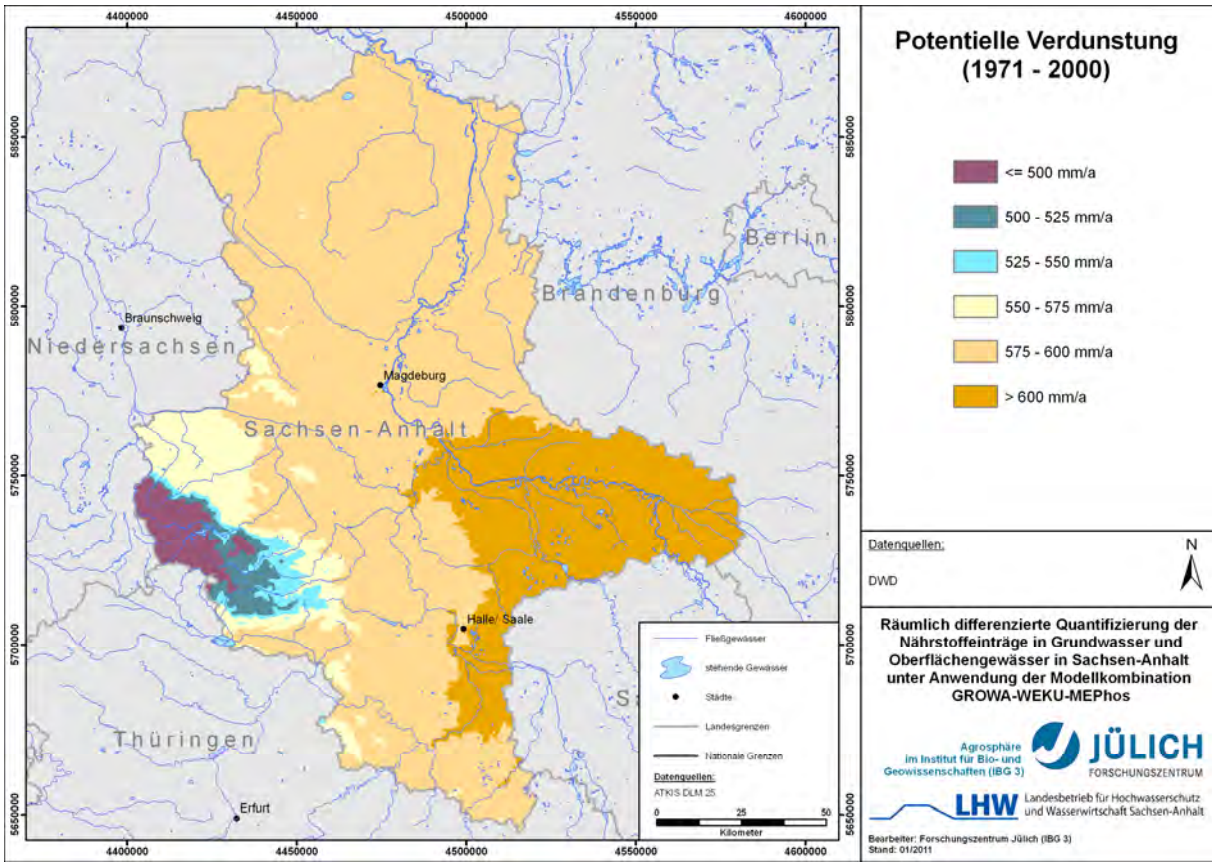


Abbildung 7-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1971 bis 2000

7.3 Daten zur Bodenbedeckung

Grundlage dieser Karte ist das einheitlich vorliegende Digitale Landschaftsmodell DLM25 des ATKIS (siehe Abbildung 7-4). Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 (2. Ausbaustufe) des ATKIS stehen Landnutzungsinformationen mit höherer Lagegenauigkeit bundesweit zur Verfügung. Im Gegensatz zur ersten ATKIS-Ausbaustufe wird Wald unterschieden in Laubwald, Nadelwald und Mischwald. Diese detaillierteren Attribute erlauben eine genaue Berechnung des Wasserhaushalts mit dem Modell GROWA, da das unterschiedliche Verdunstungsverhalten der Waldtypen abgebildet werden kann. Die Daten des DLM 25 setzen auf digitalisierten topographischen Karten auf, deren inhaltliche Fortführung jedoch nur teilweise den realen Landnutzungswandel wiedergibt. Dieser Nachteil wird durch die höhere räumliche Auflösung bzw. die geringere Generalisierung aufgehoben, die sich gerade bei der Modellierung von Nährstoffströmen positiv bemerkbar macht.

In dem im GROWA-Modell implementierten Verfahren zur Berechnung der realen Verdunstung nach Renger und Wessolek (DVWK, 1996) werden nur die Landnutzungseinheiten „versiegelte Fläche“, „vegetationslose Fläche“, „Grünland“, „Ackerland“, „Laubwald“, „Nadelwald“ und „Gewässer“ unterschieden. Für die Verdunstungsberechnung wurden die stärker differenzierten ATKIS-Landnutzungsarten den entsprechenden Landnutzungseinheiten zugeordnet bzw. anteilige Kombinationen derselben gebildet. Hierzu wurden die in Sachsen-Anhalt auftretenden Landnutzungskategorien auf Basis einer Empfehlung des ATV-DVWK (ATV-DVWK, 2002) in diese sieben Landnutzungsgruppen zusammengefasst.

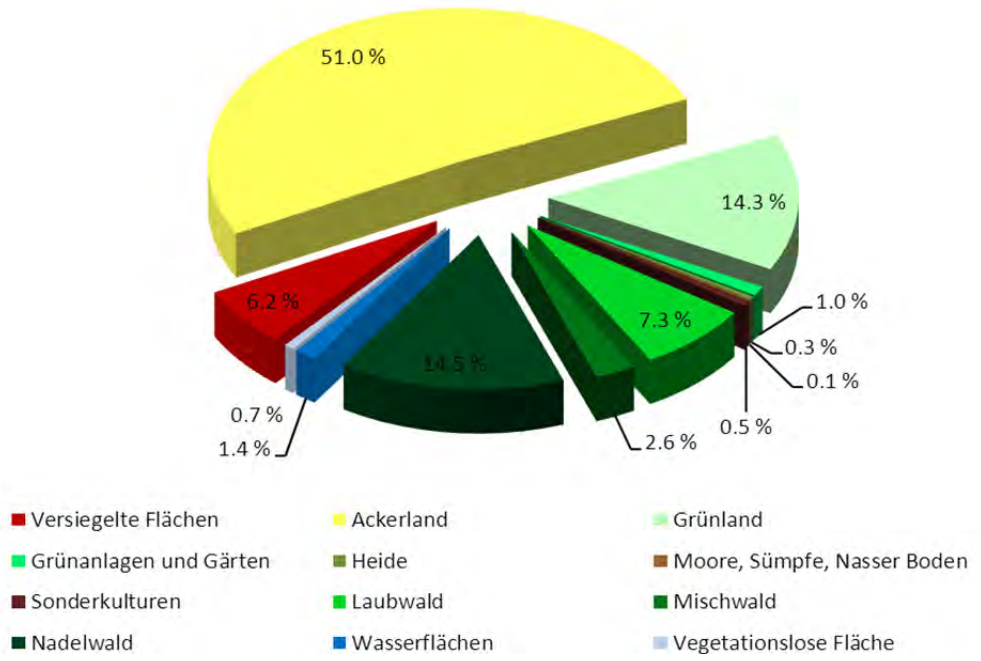


Abbildung 7-4: Häufigkeitsverteilung der Landnutzungsgruppen

Basierend auf dieser Landnutzungsgruppierung ergibt sich die in Abbildung 7-4 dargestellte räumliche Verteilung von Landnutzungsgruppen in Sachsen-Anhalt. Abbildung 7-5 zeigt die hieraus abgeleitete Häufigkeitsverteilung. Allein 3 Landnutzungskategorien bedecken danach fast 80 % der Gesamtfläche. Der größte Anteil der Bodenbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“. Mehr als 51 % des Bundeslandes wird durch die Landnutzungsgruppe „Ackerland“ vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“ und „Nadelwald“ nehmen zusammen mit mehr als 24 % den zweitgrößten Anteil an der Landnutzung ein. Diese Landnutzungsgruppe konzentriert sich auf den Harz und Heidelandschaften, wie z.B. die Dübener Heide, die Colbitz-Letzlinger Heide sowie den Fläming. Die Bodenbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit ca. 14 % zurück. Sachsen-Anhalt ist mit 2,3 Mio. Einwohnern ein Bundesland mit einer nur geringen Bevölkerungsdichte (ca. 116 Einwohnern pro km2) Versiegelte Flächen nehmen daher mit nur 6 % einen entsprechend geringen Flächenanteil ein.

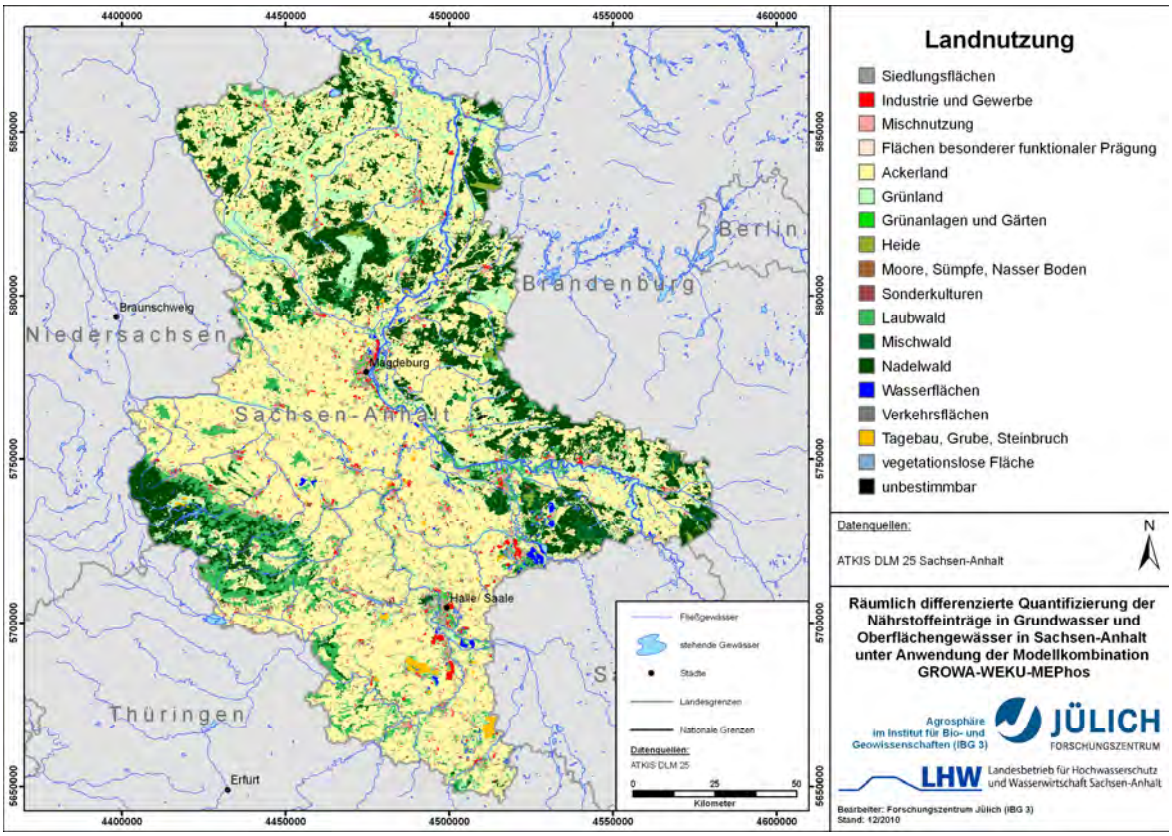


Abbildung 7-5: Landnutzungskategorien nach ATKIS DLM 25

7.4 Bodenkundliche Datengrundlagen

Der Wasser- und Stoffhaushalt eines Landschaftsraumes wird in starker Weise durch pedologische Einflussgrößen bestimmt. Für die Verdunstung steht den Pflanzen nur das im Wurzelraum gespeicherte Wasser zur Verfügung, die sogenannte pflanzenverfügbare Bodenwassermenge. Dieser bodenhydrologische Kennwert geht in das gewählte Verfahren zur Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen ein. Zu seiner Ableitung sind Angaben über die nutzbare Feldkapazität, die effektive Durchwurzelungstiefe und die kapillare Aufstiegshöhe erforderlich. Die ebenfalls abgeleiteten Parameter Grundwasser- bzw. Stauwasserbeeinflussung des Bodens sind zur Ausweisung von grundwassernahen Standorten mit erhöhtem Verdunstungspotential und zur Abtrennung des Basisabflussanteils von der Gesamtabflusshöhe wichtig.

Die digitale Bodenkarte von Sachsen-Anhalt im Maßstab 1:50.000 liegt landesweit flächendeckend vor und wurde als gesamtes Kartenwerk einheitlich digital aufbereitet. Der Maßstab dieser Karte gibt bei ausreichender Genauigkeit einen vergleichenden Überblick über die Böden des Landes und deren regionale Bedeutung. In dieser Bodenkarte sind die Leitprofile der Bodenkarteneinheiten dargestellt. Kartographisch wird der Bodenaufbau durch Bodeneinheiten beschrieben, die Böden gleichartiger oder ähnlicher Entwicklung sowie mit vergleichbarem Substrataufbau erfassen. Für die erfassten Bodenhorizonte werden integrativ quantifizierte Angaben zu Mächtigkeit, Korngrößenzusammensetzung und Humusgehalt gemacht, sodass eine Berechnung bodenhydrologischer Parameter nach der Systematik der KA4 möglich wird.

7.4.1 Staunässe

Die Staunässestufe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Der in Abbildung 7-6 dargestellte Vernässungsgrad wurde aus der bodenkundlichen Feuchtestufe der Bodenkarte 1:50.000 abgeleitet. Um aus der Feuchtestufe die Staunässestufe abzuleiten, wurden typische staunässegefährdete Bodentypen abgefragt, denen in Anlehnung an die Methodendokumentation Bodenkunde (Müller, 2004) Staunässestufen zugewiesen wurden.

In Tabelle 7-2 ist die Zuweisung der Staunässestufen zu den Bodenkundlichen Feuchtestufen dokumentiert. Demnach weisen Areale mit einer stark frischen Feuchte eine Staunässestufe von 1 auf, während Flächen mit mittel feuchten Feuchtestufen die Staunässestufe 3 aufweisen. Die Einteilung wurde auf Basis der Frühjahrszahl vorgenommen.

Tabelle 7-2: Ableitung der Staunässestufe

Bodenkundliche Feuchtestufe	Staunässestufe
6, 6/3, 6/4, 6/5	1
7, 7/6, 7/4	2
8	3

Aus Abbildung 7-6 geht hervor, dass im gesamten Bundesland nicht vernässte Böden überwiegen. Böden mit sehr schwachen Vernässungen und schwachen Vernässungen treten vor allem im Elbtal auf. Mittel und stark bzw. sehr stark vernässte Böden spielen in Sachsen-Anhalt flächenmäßig keine Rolle.

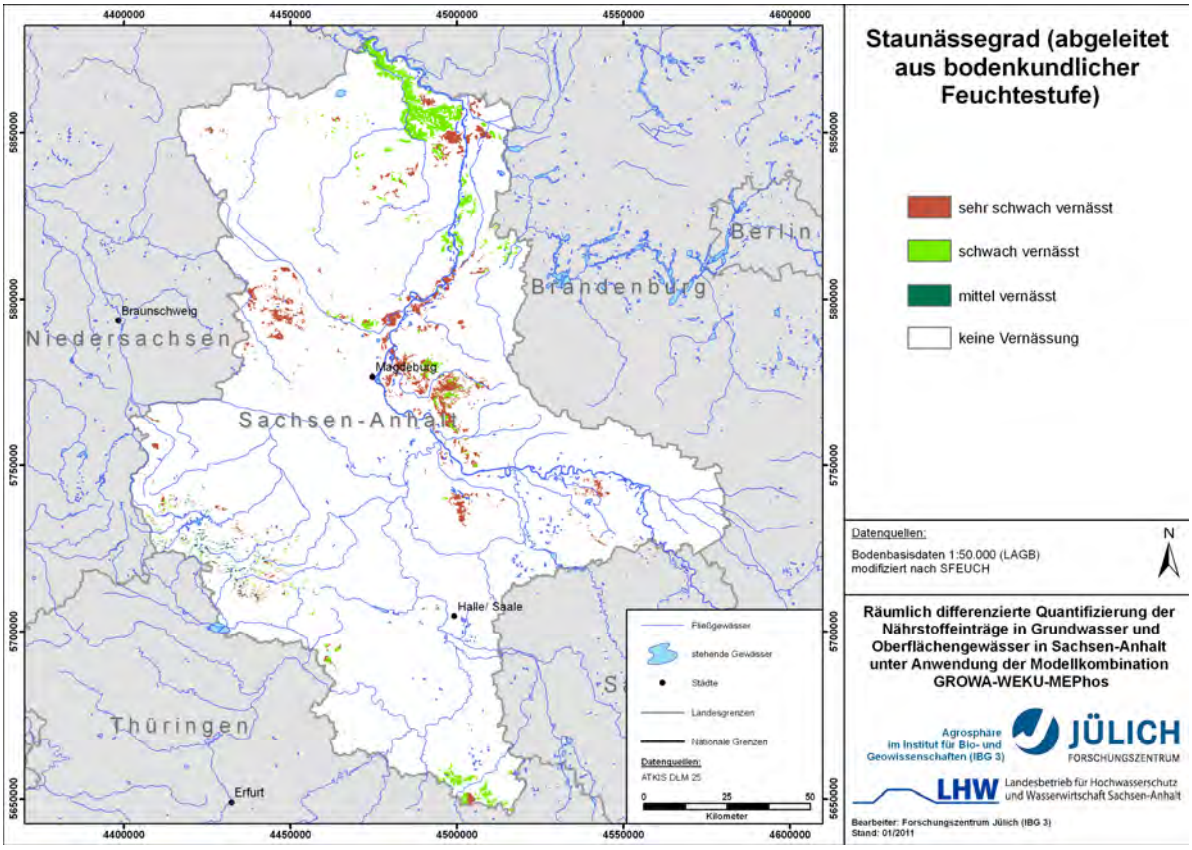


Abbildung 7-6: Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden

7.4.2 Nutzbare Feldkapazität

Die nutzbare Feldkapazität ist bei grundwasser- und staunässefreien Böden das wesentliche Maß für die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge und macht einen großen Anteil der Bodenfruchtbarkeit und damit der Ertragssicherheit aus. Staunasse Böden stellen zeitweilig mehr Wasser als die nutzbare Feldkapazität bereit. Grundwasserbeeinflusste Böden stellen zusätzlich den kapillaren Aufstieg von Grundwasser bereit.

Die nutzbare Feldkapazität ist der Teil der Feldkapazität, der für die Vegetation erreichbar ist und im Boden in den Mittelporen mit Saugspannungen zwischen den pF-Werten 1,8 und 4,2 gespeichert wird. Sie errechnet sich je Bodenhorizont aus dem Anteil der Bodenarten bei mittlerer Lagerungsdichte, korrigiert durch volumenprozentuale Abschläge für den Skelettanteil (ohne nutzbare Feldkapazität) bzw. durch Zuschläge für die Humusgehalte Abbildung 7-7 zeigt die Karte der nutzbaren Feldkapazität in Sachsen-Anhalt.

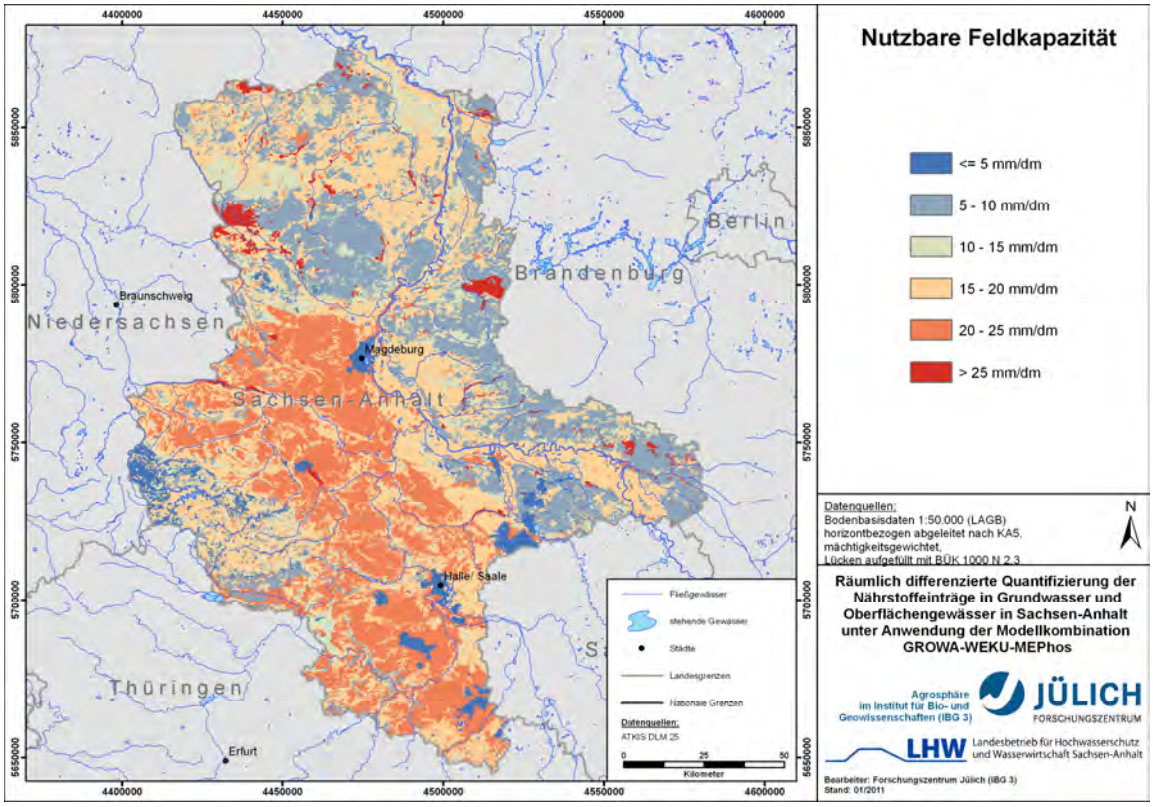


Abbildung 7-7: Nutzbare Feldkapazität der Böden

Aus Abbildung 7-7 geht hervor, dass im gesamten Verbreitungsgebiet der Schwarzerden im Harzvorland sowie in der Leipziger Tieflandbucht nutzbare Feldkapazitäten zwischen 20 und 25 mm/dm auftreten. Werte über 25mm/dm bleiben im Wesentlichen auf Niedermoorstandorte beschränkt. In den Verbreitungsgebieten der Gleyböden und vergleyten Böden (z.B. Elbniederung, Altmark) überwiegen dagegen nutzbare Feldkapazitäten zwischen 15 und 20 mm/dm. In einer ähnlichen Größenordnung bewegen sich die nutzbaren Feldkapazitäten der Braunerden im Unterharz. Mit nutzbaren Feldkapazitäten unter 10mm/dm treten vor allem die Podsol- und Braunerdeböden der Colbitz-Letzlinger Heide, des Fläming und der Dübener Heide hervor, die sich auf einem sandigen Ausgangssubstart ausgebildet haben. Ebenso fallen die Podsole im Oberharz in diese Kategorie.

7.4.3 Effektive Durchwurzelungstiefe

Der Datensatz zur effektiven Durchwurzelungstiefe wurde nach intensiver Beratung des projektbegleitenden Arbeitskreises im FZ Jülich basierend auf dem Verfahren GLADIS (Hennings, 2000) ausgewiesen, und nicht nach dem bisher in Sachsen-Anhalt verwendeten Verfahren nach NIBIS (Müller, 2004). Die mittlere effektive Durchwurzelungstiefe wurde auf diese Weise landnutzungsabhängig für die Landnutzungskategorien Ackerland, Grünland und Wald ausgewiesen. Zur räumlichen Differenzierung der Landnutzung wurde der ATKIS DLM 25 Datensatz genutzt.

Die Methode nach GLADIS ist als VKR 1.2 Bestandteil der Methodendokumentation Bodenkunde (Hennings, 2000). Sie wurde eigens für die Berechnung der Grundwasserneubildung konzipiert. Die Eingangsdaten in diese Methode sind:

- Bodenart je Horizont
- Mittlerer Grundwasserstand
- Landnutzungsart (unterschieden nach Acker, Grünland und Wald).

Die Methodik basiert bei Ackernutzung auf den Kennzahlen aus Tabelle 68 der KA 4 (Adhoc-Arbeitsgruppe Boden, 1996) und bei Grünlandnutzung auf den Kennzahlen aus Tafel 9.12 a des DVWK-Merkblatts 238 (DVWK, 1996). Für Forststandorte wird unabhängig von der Bodenart eine Durchwurzelungstiefe von 15 dm angenommen. Folgende Modifikationen des GLA Nordrhein-Westfalen wurden auf das Bundesland Sachsen-Anhalt übertragen:

- Bei grundwasserbeeinflussten Böden wird die effektive Durchwurzelungstiefe gegebenenfalls auf den mittleren Grundwasserstand verkürzt.
- Bei Böden aus geringmächtigen Lockergesteinen wird die effektive Durchwurzelungstiefe gegebenenfalls auf die mittlere Tiefe des anstehenden Festgsteins- / Festgesteinszersatzes verkürzt.
- Die Berechnung der effektiven Durchwurzelungstiefe erfolgt unabhängig vom Bodentyp.
- Bei geschichteten Profilen wird eine schichtspezifische Durchwurzelungstiefe errechnet.

Bei der Anwendung der Methode nach GLADIS auf Sachsen-Anhalt wurden aus den horizontbezogenen Angaben mächtigkeitsgewichtete Mittelwerte für das jeweilige Profil (bis maximal 120 cm) errechnet. Dieser wurde in den Regionen, wo der Grundwasserstand höher war als die Durchwurzelungstiefe, mit dem mittleren Grundwasserstand verkürzt.

In Tabelle 7-3 sind die Hauptunterschiede zwischen beiden Verfahren stichpunktartig aufgeführt. Ausschlaggebend für die Wahl des GLADIS-Verfahrens war die o. a. explizite Berücksichtigung der Landnutzung entsprechend der Unterscheidung in Ackerland, Grünland und Wald, die eine größere Flächenrepräsentanz der ausgewiesenen Durchwurzelungstiefen erlaubte. Das Ergebnis der landnutzungsdifferenzierten Berechnung der Durchwurzelungstiefe nach GLADIS ist in Abbildung 7-8 dargestellt.

Aus Abbildung 7-8 geht hervor, dass im gesamten Verbreitungsgebiet der Schwarzerden im Harzvorland sowie in der Leipziger Tieflandsbucht effektive Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm auftreten. Werte über 12 dm bleiben im Wesentlichen auf Waldstandorte beschränkt. In den Verbreitungsgebieten der Gleyböden und vergleyten Böden (z.B. Elbniederung, Altmark) liegen die Durchwurzelungstiefen je nach vorherrschendem Grundwasserflurabstand und vorherrschender Bodenart zwischen 4 und 10 dm. So fallen die Durchwurzelungstiefen in den Podsol- und Braunerdeböden der Colbitz-Letzlinger Heide, des Fläming und der Dübener Heide mit weniger als 6 dm geringer aus, als die Durchwurzelungstiefen, die sich bei gleicher Landnutzung auf einem lehmhaltigeren Ausgangssubstart ausgebildet haben.

Tabelle 7-3: Methodenvergleich zur Ableitung der effektiven Durchwurzelungstiefe nach NIBIS und GLADIS.

	NIBIS	GLADIS
Parameter	Bodenart je Horizont Lagerungsdichte Torfart/Mudde Zersetzungsstufe Humusgehalt Bodentyp Horizontbezeichnung Grobboden Festgestein/Festgesteinszersatz	Bodenart je Horizont Mittlerer Grundwasserstand Nutzungsart (Ackerland/Grünland/Wald)
Methode	In Abhängigkeit von Lagerungsdichte und Bodenart werden horizontbezogen Durchwurzelungstiefen zugewiesen	In Abhängigkeit von Landnutzung und Bodenart werden horizontbezogen Durchwurzelungstiefen zugewiesen
Gültigkeit	Ackerland (KA4, Tab. 68)	Ackerland (KA4, Tab.68)/ Grünland (DVWK 1996, Taf.9.12a)/ Wald
Modifikation	Grünland: Abschlag von 10 % Forstböden: Zuschlag von 20 %	Zuweisung der übrigen Landnutzungen über ATV-DVWK-M 504

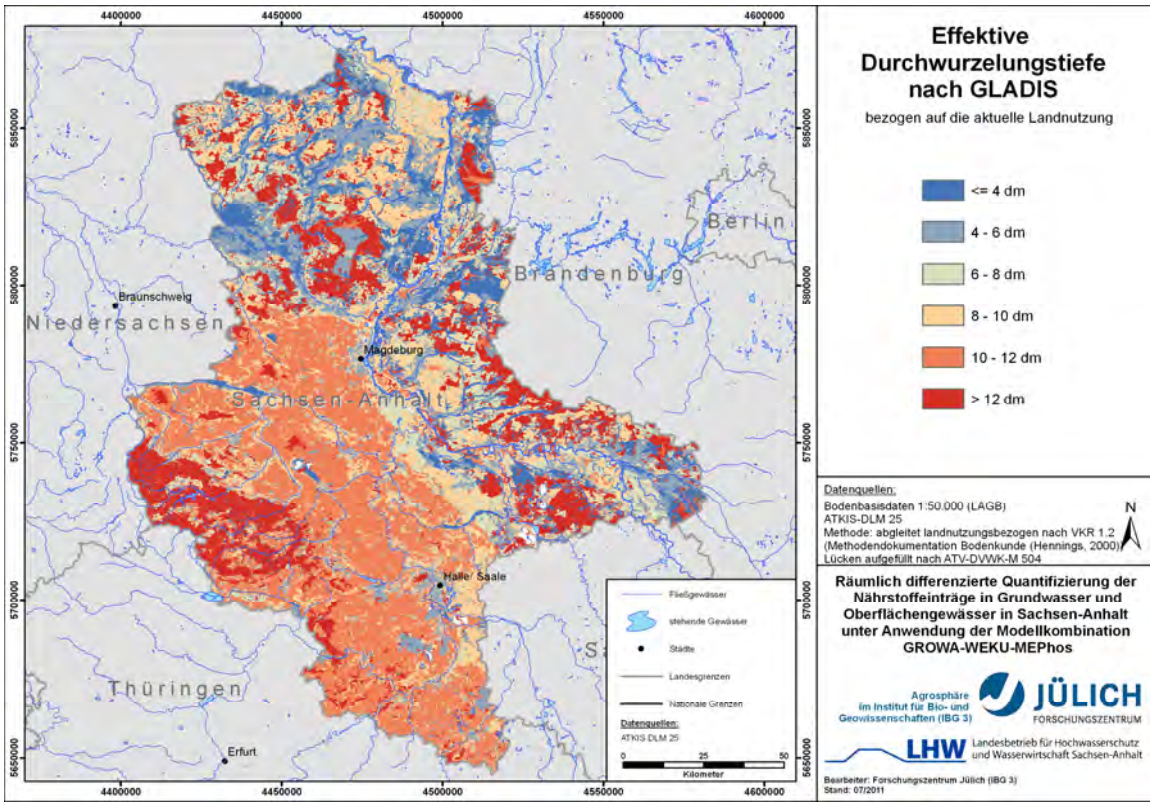


Abbildung 7-8: Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden nach GLADIS.

7.4.4 Kapillarer Aufstieg

Der Kapillaraufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum hängt vom Abstand zwischen der Untergrenze des Wurzelraums und der zeitlich variierenden Grundwasseroberfläche, vom Wassergehalt im Wurzelraum sowie von den Bodenarten und ihrer Lagerung in diesem Tiefenbereich, ab. Bei geringem Abstand bzw. schluffreichen Bodenarten ist der Kapillaraufstieg hoch, bei großem Abstand bzw. sandreichen Bodenarten niedrig.

Die Daten zur kapillaren Aufstiegshöhe wurden durch das LAGB für die Arbeiten im Projekt zur Verfügung gestellt (vgl. Abbildung 7-9). Da jedoch kein flächendeckender Datensatz zur Verfügung stand, wurden die Lücken mit Daten aus der Bodenübersichtskarte 1:1.000.000 N2.3 aufgefüllt.

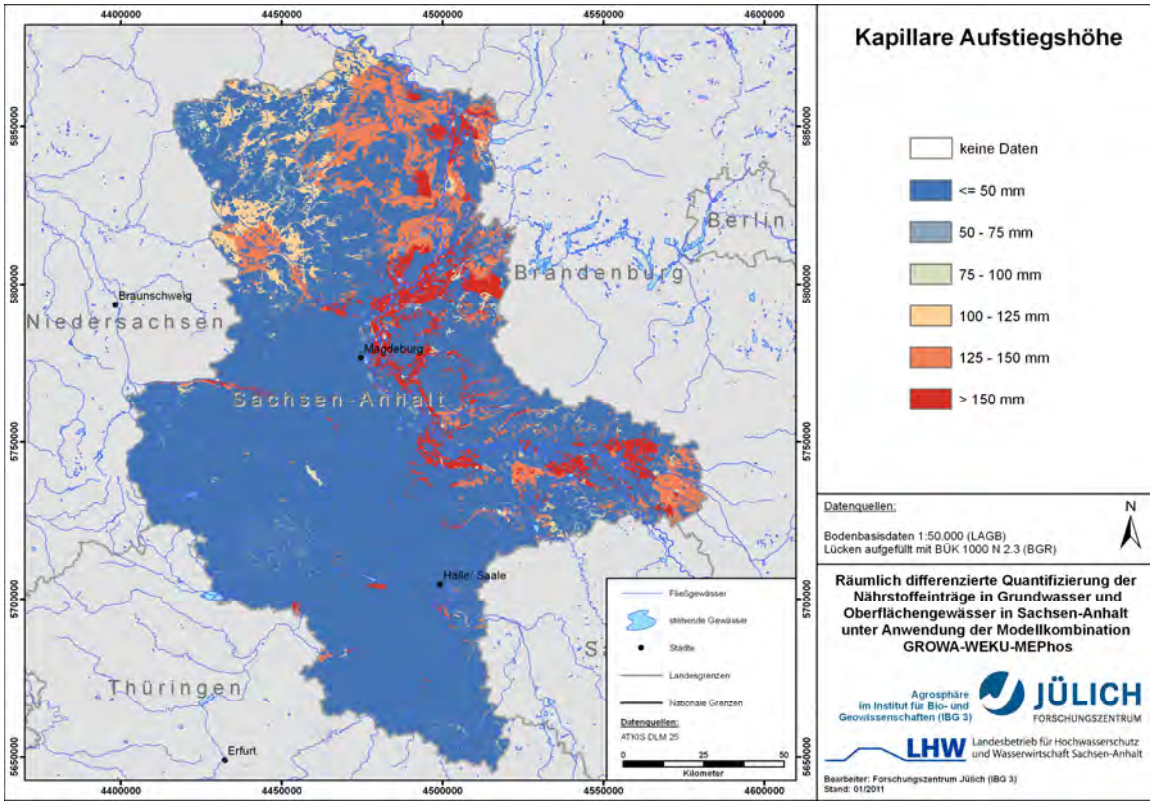


Abbildung 7-9: Mittlere kapillare Aufstiegshöhe der Böden

Die räumliche Verteilung der von kapillarem Aufstieg betroffenen Standorte überschneidet sich mit der Verteilung der grundwasserbeeinflussten Standorte (siehe Abbildung 7-12), da der kapillare Aufstieg an niedrige Flurabstände gebunden ist. So sind in den grundwassernahen Niederungsgebieten des Elbtals und des Drömlings kapillare Aufstiegshöhen >150 mm keine Seltenheit. Bei etwas größerem Grundwasserflurabstand liegen die kapillaren Aufstiegshöhen entsprechend geringer, d.h. im Bereich zwischen 100 und 150 mm. Im Festgesteinsbereich sowie auf den grundwasserfernen Sandergebieten ist aufgrund der überwiegend sehr hohen Flurabstände kein kapillarer Aufstieg zu erwarten.

7.4.5 Pflanzenverfügbares Wasser im effektiven Wurzelraum

Das pflanzenverfügbare Bodenwasser entspricht der nutzbaren Feldkapazität im effektiven Wurzelraum (Schrey, 1994), bei grundwassernahen Böden kommt der kapillare Aufstieg von Grundwasser in den Wurzelraum hinzu. Diese Größe ist die alleinige bodenphysikalische

Größe, die in die Berechnung der realen Verdunstungshöhe nach Renger u. Wessolek eingeht (siehe Abbildung 7-10).

Aus Abbildung 7-10 geht die nach diesem Verfahren ermittelte pflanzenverfügbare Wassermenge des effektiven Wurzelraums hervor. Die Regionen mit hoher pflanzenverfügbarer Wassermenge des effektiven Wurzelraums sind in Sachsen-Anhalt mit dem Vorkommen von Lehmböden verbunden. Gebiete, in denen Lehmböden verbreitet auftreten, befinden sich im gesamten Harzvorland, wobei im Schwarzerdegebiet fast flächendeckend pflanzenverfügbare Wassermengen des effektiven Wurzelraums zwischen 250mm und 300mm auftreten. Mit 100-150mm zeigen die Sander- und Heideregionen des Fläming deutlich geringere pflanzenverfügbare Wassermengen des effektiven Wurzelraumes. Mit Werten <100mm weisen die Siedlungsflächen sowie die Heideflächen der Dübener sowie der Colbitz-Letzlinger Heide die geringsten pflanzenverfügbaren Wassermengen des effektiven Wurzelraums auf.

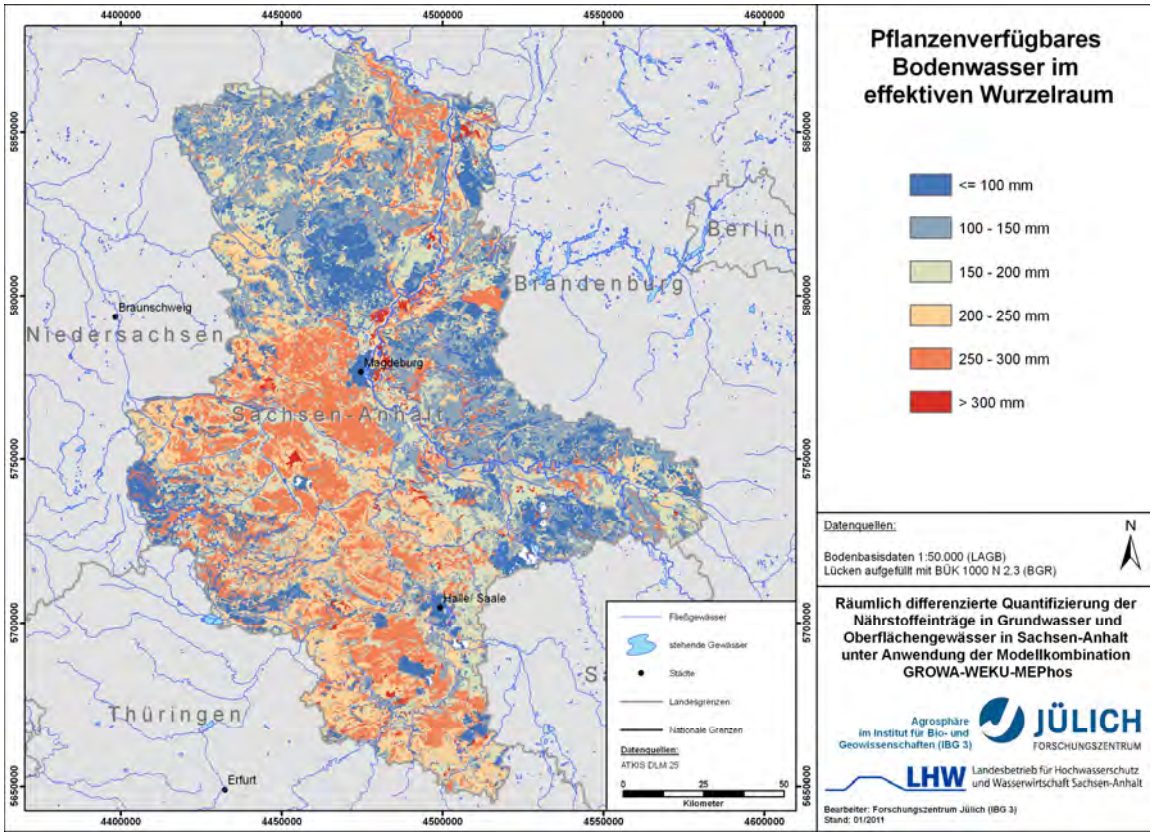


Abbildung 7-10: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge der Böden

7.5 Künstlich entwässerte Flächen

Für die Modellrechnungen werden Informationen zur Lage künstlich entwässerter landwirtschaftlicher Nutzflächen benötigt. Diese liegen für große Flussgebiete nicht oder nicht flächendeckend vor, sodass sie abgeleitet werden müssen. Hierzu wurde auf einem Datensatz (Potenzialkarte der standortbedingten Entwässerungsbedürftigkeit) aufgesetzt, der vom LHW zur Verfügung gestellt worden ist, siehe Abbildung 7-11. Diese Potenzialkarte der standortbedingten Entwässerungsbedürftigkeit basiert auf der Umsetzung der Auswerterichtlinien der MMK, einem Expertensystem, und den entsprechenden Grundlagen (aktuell Bodenkarten 1:25.000/50.000) und wurde im Rahmen von zwei Forschungsaufträgen des Mitteldeutschen Instituts für angewandte Standortkunde und Bodenschutz erstellt.

In Steiniger et al. (2004) ist die grundlegende Methode zur Abschätzung der dränierten Fläche im Land Sachsen-Anhalt als Grundlage zur Berechnung des Dränwasserabflusses beschrieben und ein Datensatz zu potenziellen Entwässerungsflächen erstellt. In Steiniger (2011) wurde eine grundlegende Überprüfung und Validierung der Dränflächen Sachsen-Anhalts auf Grundlage von Katasterunterlagen in vier Unterhaltungsverbänden vorgenommen. Da in Steiniger et al. (2004) in erster Linie nur auf Rohrdränung abgefragt wurde, das GROWA-Modell jedoch auch zwingend Grabendränagen benötigt, wurde die Methodik in Steiniger (2011) um diesen Anteil erweitert.

Abbildung 7-11 zeigt die nach dem hier beschriebenen Verfahren abgeleitete Karte der potenziell gedränten landwirtschaftlich genutzten Flächen in Sachsen-Anhalt.

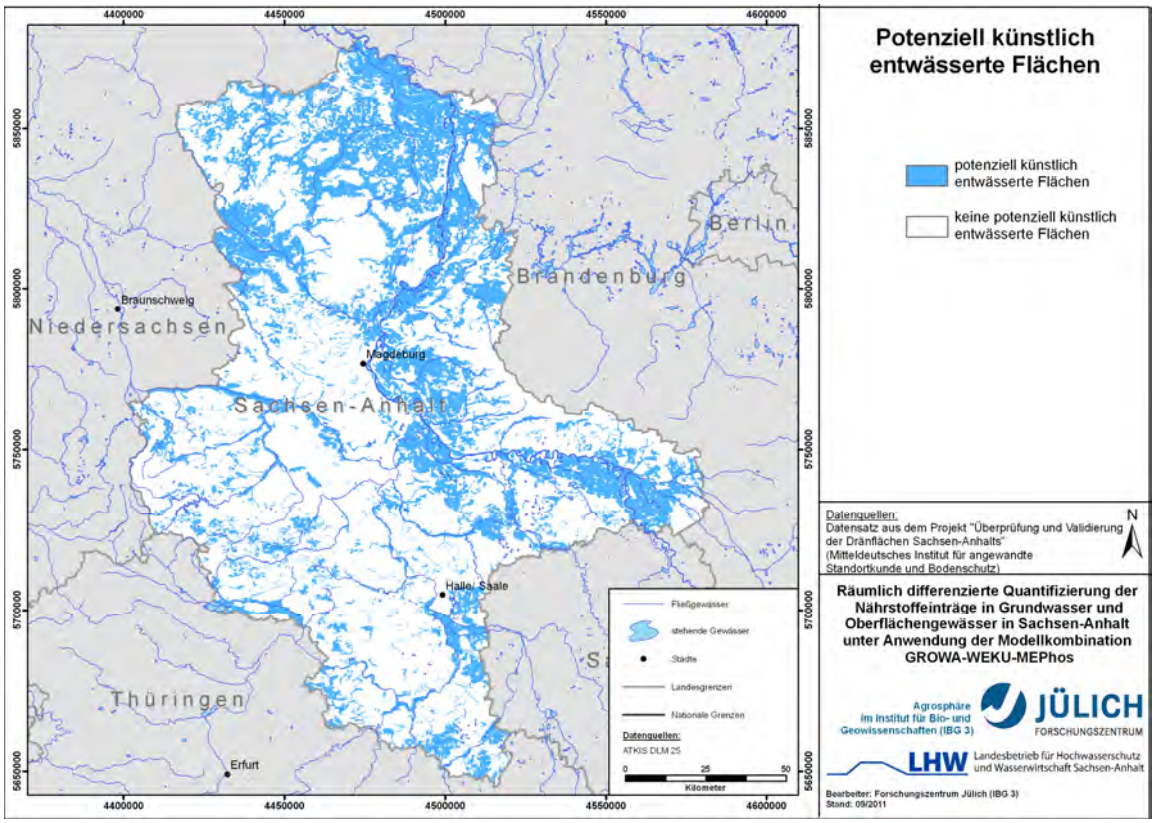


Abbildung 7-11: Potenziell gedränte Flächen

Steiniger (2011) weisen darauf hin, dass Detailausgrenzungen zur konkreten Lage und tatsächliche Größe von Dränflächen auf der gegenwärtig in Sachsen-Anhalt vorliegenden bodenkundlichen Datenbasis nicht möglich sein und dass eine Verbesserung der Ausgrenzung nur über die Erfassung von Dränanlagen, wie im Gutachten von Steiniger (2011) belegt, erzielt werden kann, oder durch die Verwendung räumlich und/oder bodensystematisch höher auflösender bodenkundlicher Grundlagen.

Die in den Kapiteln 9.3.4. bzw. 10.1.1 dargestellten Modellergebnisse zu N- bzw. P-Austrägen über künstliche Entwässerungssysteme sind vor dem Hintergrund dieser noch existierenden Unschärfe bei der Eingrenzung von Dränflächen zu sehen.

7.6 Hydrogeologische Datengrundlagen

Die hydrogeologischen Datengrundlagen sind wichtig für die Modellierung des reaktiven Nitrattransportes im Grundwasserleiter mit dem WEKU-Modell. Darüber hinaus sind sie wichtig für die Wasserhaushaltsmodellierung mit dem GROWA-Modell. Abbildung 7-12 zeigt zunächst eine Übersicht über die in Sachsen-Anhalt auftretenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten.

Die in Abbildung 7-12 dargestellten grundwasserführenden Gesteinseinheiten lassen eine deutliche Zweiteilung des Landes erkennen. Im gesamten nördlichen und östlichen Teil Sachsen-Anhalts sind die oberflächennahen Grundwasserleiter aus Lockergesteinen aufgebaut. Hierbei handelt es sich ausschließlich um quartäre Ablagerungen, wobei Moränen- und Sanderablagerungen aus der Saalekaltzeit dominieren. Älteres elsterzeitliches Quartär tritt nur auf vergleichsweise kleinen Flächen im Südwestlichen Vorland des Harzes auf, während weichselzeitliches Quartär nur im äußersten Nordosten auftritt.

Im Bereich der Magdeburger Börde beginnt nach Südwesten der Übergang zur Festgesteinsregion. Das nördliche Harzvorland ist aus Kreide-, Muschelkalk- und Buntsandsteinsedimenten aufgebaut, während der sich steil aus dem Umland erhebende Harz aus paläozoischen Tonschiefern und Plutoniten (Granit) besteht. Im östlichen und südlichen Harzvorland schließen sich mesozoische Schichtfolgen (überwiegend Sandsteine und silikatische Wechselfolgen sowie Muschelkalk und karbonatische Wechselfolgen, aber auch basische Vulkanite) an.

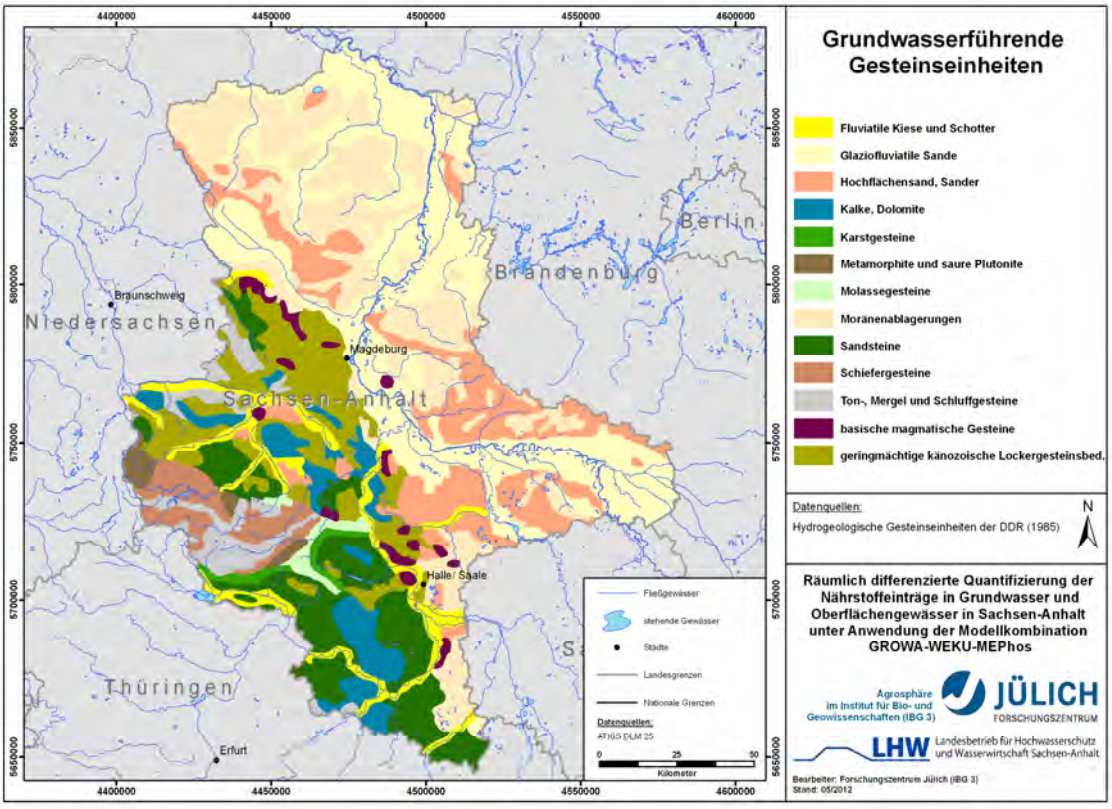


Abbildung 7-12: Grundwasserführende Gesteinseinheiten

7.6.1 Grundwasserstand

Der Grundwasserflurabstand ist ein wichtiger Parameter in der Modellierung des Wasserhaushalts. Das oberflächennahe Grundwasser bestimmt wesentlich die Entwicklung und Eigenschaften der Böden und damit deren Nutzungsmöglichkeit oder Meliorationsbedürftigkeit. Der Grundwasserstand schwankt im Jahresverlauf in Abhängigkeit vom Witterungsverlauf, vom Substrat, von der Geländelage und der Vegetation mehr oder weniger stark. Vor allem unter Wald sind die Schwankungen nach unten sehr stark und die Nassphasen der durch Staunässe geprägten Böden kürzer als unter landwirtschaftlicher Nutzung.

Der Abstand zwischen effektiver Durchwurzelungstiefe und Grundwasseroberfläche sowie die ungesättigte Wasserleitfähigkeit und Porengrößenverteilung des Bodens in diesem Tiefenabschnitt bestimmen den kapillaren Aufstieg von Grundwasser in den von Wurzeln erschlossenen Bodenraum und damit die Wasserreserve, die der Vegetation während trockener Witterungsperioden zusätzlich zur nutzbaren Feldkapazität bereitgestellt wird.

Bei den in Abbildung 7-13 abbildeten Grundwasserflurständen sind die mittleren langjährigen Verhältnisse der Hauptgrundwasserleiter dargestellt. Kurzzeitige Schwankungen wurden dagegen nicht berücksichtigt. Der Datensatz wurde dem FZJ im Rahmen des Projektes vom LABG zur Verfügung gestellt und ist das Ergebnis einer Studie der FUGRO-HGN zur Erstellung einer landesweiten Übersicht über vernässungsgefährdete Bereiche in Sachsen-Anhalt auf der Basis von vorliegenden Daten aus dem Grundwasserkataster Sachsen-Anhalt.

Wie aus Abbildung 7-13 hervorgeht, treten in Sachsen-Anhalt Flächen mit einem Flurabstand von mehr als 2m deutlich hervor. Lediglich in den Flussauen entlang der Elbe und in Niederungsregionen, wie z.B. dem Drömling, treten größere zusammenhängende Gebiete mit Flurabständen unter 1,5 m auf.

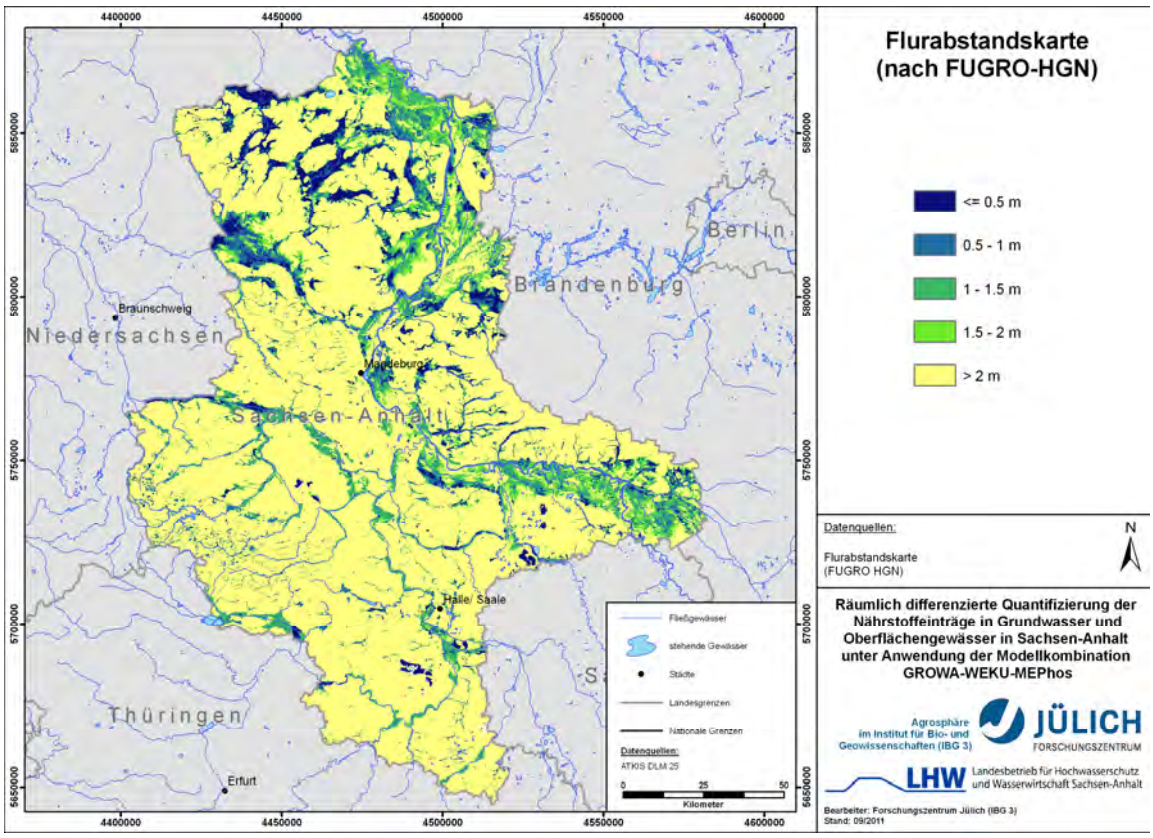


Abbildung 7-13: Flurabstandskarte nach FUGRO-HGN (Brinschwitz und Keller, 2011)

7.6.2 Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Die hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten ist ein wichtiger Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers mit dem WEKU-Modell. Für den in Abbildung 7-14 dargestellten Datensatz wurde vor allem für die Lockergesteinsregion auf den hydrogeologischen Kennwerten des hydrogeologischen Kartenwerks der DDR (HK 50) aufgesetzt (Voigt, 1987). Für die Regionen, für die in der HK 50 keine hydraulischen Leitfähigkeiten der wasserführenden Gesteinsschichten ausgewiesen waren, wurden Werte aus der Hydrogeologischen Übersichtskarte 1:200.000 (HÜK 200) herangezogen. Vor allem betraf dies die Festgesteinsregionen.

Abbildung 7-14 zeigt die Durchlässigkeitsbeiwerte der Aquifere in Sachsen-Anhalt. Für den größten Teil des Bundeslandes liegen die Mittelwerte der Durchlässigkeitsbeiwerte der Lockergesteine in einem Bereich zwischen $5*10^{-4}$ und $5*10^{-5}$ m/s. Bei den Festgesteinen liegen die K-Werte generell unterhalb der für Lockergesteine ausgewiesenen Werte. Die Durchlässigkeiten der mesozoischen Gesteinsfolgen liegen dabei in einem Bereich zwischen 10^{-6} und $5*10^{-6}$ m/s und daher im Allgemeinen oberhalb der für paläozoische Gesteinsfolgen ausgewiesenen Werte (unter 10^{-6} m/s).

In vielen Gebieten Sachsen-Anhalts liegt ein oberer zusammenhängender Grundwasserleiter unter einer mächtigen grundwasserstauenden Deckschicht. Bei diesen Gebieten handelt es sich um die Regionen, in denen großräumig mächtige Geschiebemergel oder andere Sedimente (Löß) mit großräumig geringer Durchlässigkeit, die regionalen hydrogeologischen Verhältnisse überprägen.

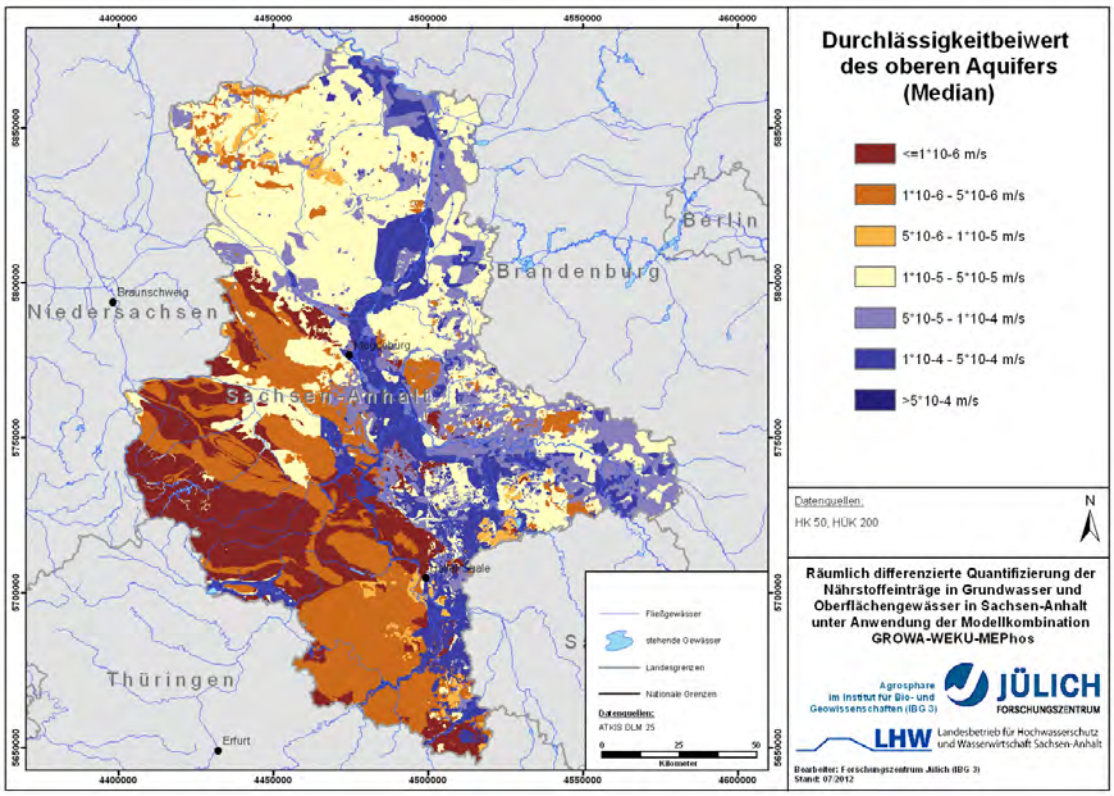


Abbildung 7-14: Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers in Sachsen-Anhalt (Angaben aus HK50 und HÜK200)

7.6.3 Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten

Der nutzbare Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten ist ein weiterer wichtiger Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers mit dem WEKU-Modell. Nutzbare Hohlraumanteile des oberen Aquifers wurden für die Lockergesteinsregion nach dem Verfahren von Ahuja et al., (1988) aus den Durchlässigkeitsbeiwerten der HK 50 abgeleitet. Für die Festgesteinsbereiche beruhte die Zuordnung auf Literaturwerten aus (Wendland *et al.*, 2010):

Tabelle 7-4: Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten (Wendland *et al.*, 2010)

Nutzbarer Volumenanteil	Kluftraum	Porenraum	Gesamtraum
paläozoische Sedimentgesteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
paläozoische Sandsteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
paläozoische Kalksteine	1.5 - 2 %	< 0.1 %	1.5 – 2 %
Keuper und Konglomerate	1 - 1.5 %	< 0.1 %	1 – 1.5 %
mesozoische Kalksteine	0.5 - 5 %	< 0.1 %	0.5 – 5 %
tuffhaltige Vulkanite	0.5 - 2.5 %	1- 2 %	1.5 – 4.5 %
andere Vulkanite	0.5 - 2.5 %	< 0.1 %	0.5 – 2.5 %
Kristallingesteine	0.1 - 0.5 %	< 0.1 %	0.1 – 0.5 %
Oberer Buntsandstein	1 - 1.7 %	1 - 2 %	2 – 3.7 %
Mittlerer Buntsandstein	0.5 - 2 %	0.5 – 1 %	1 – 3 %
Solling	0.5 – 2 %	1 – 2 %	1.5 – 4 %
Unterer Buntsandstein	1 - 1.7 %	1 - 2 %	2 – 3.7 %

Abbildung 7-15 zeigt die nutzbaren Hohlraumanteile der Aquifere in Sachsen-Anhalt. Danach ergeben sich für die paläozoischen Tonschiefer nutzbare Hohlraumanteile von weniger als 1 %, während für die mesozoischen Festgesteine in Abhängigkeit vom Gesteinstyp nutzbare Hohlraumanteile zwischen 1 und 5 % ausgewiesen wurden. Für die im Nordteil Sachsen – Anhalts verbreiteten Lockergesteine wurden dagegen nutzbare Hohlraumanteile zwischen 10 % und mehr als 25 % ausgewiesen.

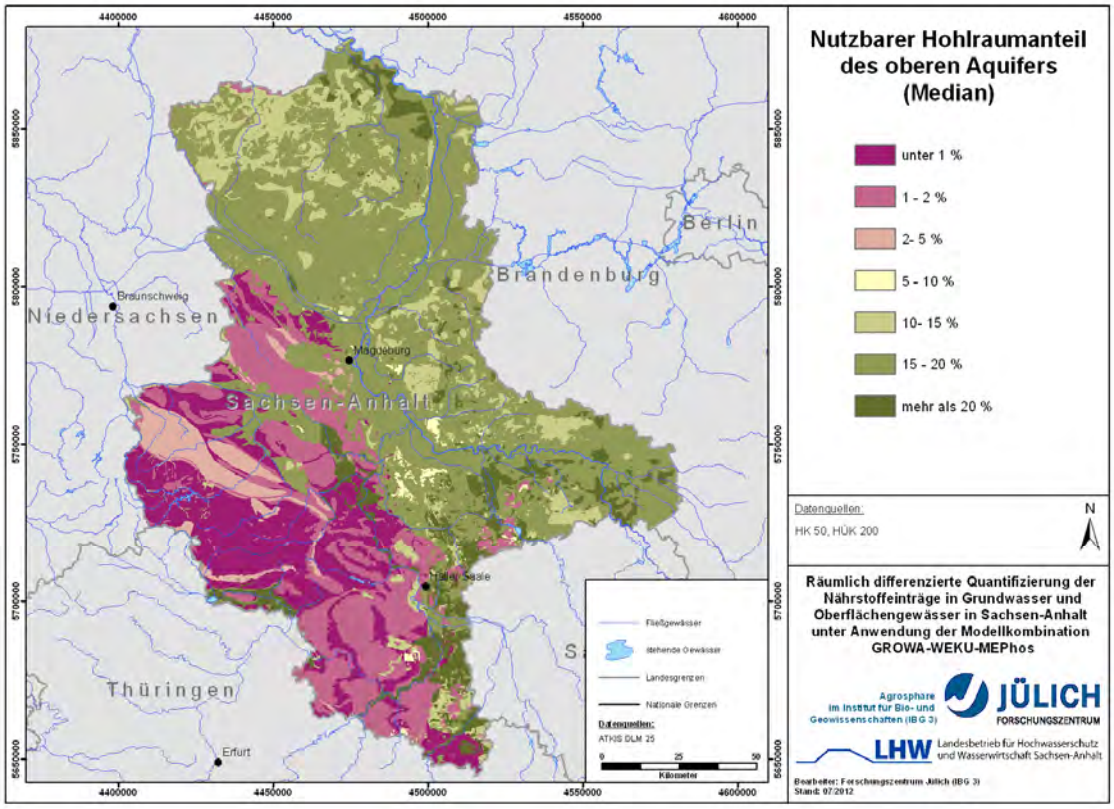


Abbildung 7-15: Nutzbarer Hohlraumanteil der oberen Aquifere (für Lockergesteinsregion abgeleitet nach Ahuja et al., (1988); für Festgesteinsbereiche Zuordnung nach (Wendland et al., 2010))

7.6.4 Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche

Der hydraulische Gradient der Grundwasseroberfläche ist ein letzter wichtiger Parameter für die Modellierung der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers mit dem WEKU-Modell.

Abgeleitet wurde dieser Datensatz aus dem Modell der Grundwasseroberfläche (Datensatz im 25 m-Raster), welches in der Studie der FUGRO-HGN zur Erstellung einer landesweiten Übersicht über vernässungsgefährdete Bereiche in Sachsen-Anhalt auf der Basis von vorliegenden Daten aus dem Grundwasserkataster Sachsen-Anhalt erstellt wurde. Aus diesem Datensatz wurde ein digitaler Datensatz der Grundwasserisohypsen, generiert, der für die Festgesteinsregion Sachsen-Anhalt Abstände von 20 m aufweist, in Niederungsregionen aber auch Abstände der Isohypsen von 5 und 1m aufweisen kann.

Für den Festgesteinsbereich des Harzes lagen keine Angaben zu Grundwasserständen vor. Um in diesen Regionen eine zumindest grobe Abschätzung der hydraulischen Gradienten zu ermöglichen, wurde angenommen, dass die Grundwasseroberfläche der Geländeoberfläche folgt. Der Übergangsbereich zu Gebieten, für die Informationen zur Grundwasseroberfläche verfügbar waren, wurde durch einen 2000 m breiten Streifen interpoliert. Auf diese Weise ergab sich ein flächendeckender Datensatz der Grundwasseroberfläche, von dem angenommen werden kann, dass die Fließrichtungen in guter Näherung wiedergespiegelt werden, auch wenn damit zu rechnen ist, dass die hydraulischen Gradienten im Bereich des Harzes überschätzt werden.

In Abbildung 7-16 sind die Hydraulischen Gradienten dargestellt. Es treten deutlich die Unterschiede zwischen Locker- und Festgestein hervor. In den Lockergesteinsbereichen überwiegen hydraulische Gradienten von 0,1 – 1 %, während im Festgesteinsbereich überwiegend höhere Werte zwischen 1 % und mehr als 20 % auftreten.

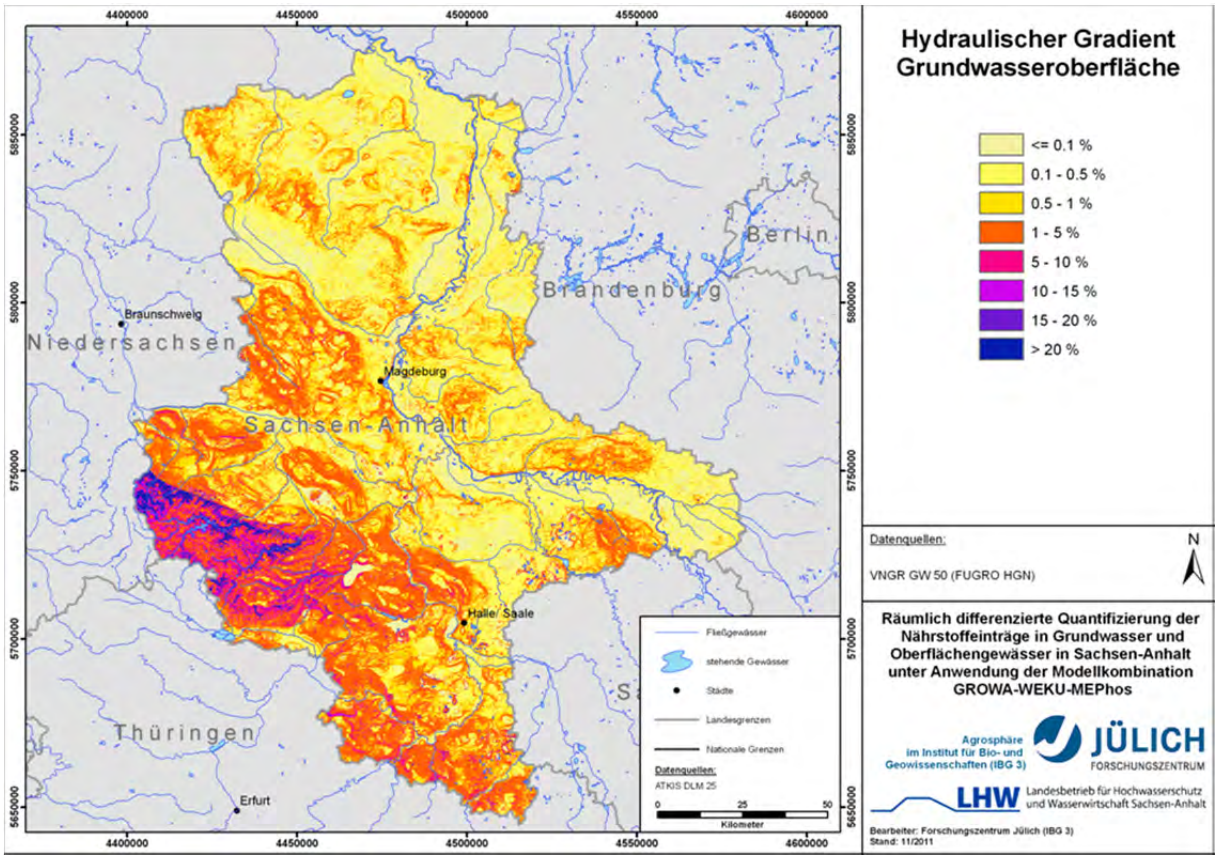


Abbildung 7-16: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche in Sachsen-Anhalt.

7.7 Topographische Datengrundlage

Die Topographie ist eine wichtige Einflussgröße bei der Betrachtung des Wasserhaushalts. Vom LAGB wurde das flächendeckende digitale Höhenmodell DGM10 mit einer Gitterweite von 10 m zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, die für das GROWA-Modell notwendigen Eingangsgrößen Hangexposition und Hangneigung flächendeckend für Sachsen-Anhalt abzuleiten. Einerseits beeinflussen Hangneigung und -exposition im Modell die Höhe der realen Verdunstung und andererseits dient die Hangneigung zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Aufgrund des Flachlandcharakters wurden die Höhenstufen im Norden Sachsen-Anhalts bis zu einer Höhe von 50m detaillierter dargestellt als die Höhenstufen im höheren Bereich (Abbildung 7-17). Die Höhengliederung in Sachsen-Anhalt spiegelt größtenteils die geologischen Struktureinheiten wieder, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Das Relief ist im Norden Sachsen-Anhalts geprägt durch die Gletschervorstöße im Pleistozän, welche eine leicht wellige Hügel- und Tallandschaft entstehen ließen. Aus einem Altmoränengebiet entstanden Altmark, Colbitz-Letzlinger Heide und Magdeburger Börde, die zum Norddeutschen Tiefland gehören. Im Osten durchschneidet von Südosten in Richtung Norden das Elbtal die Region. Ganz im Osten lösen sich mit dem Fläming und der Dübener Heide kleine waldige Hügelketten und flachwelliges Land ab. Südlich des Mittellandkanals und des Elbe-Havel-Kanals findet das Norddeutsche Tiefland in der Magdeburger Börde seine Fortsetzung.

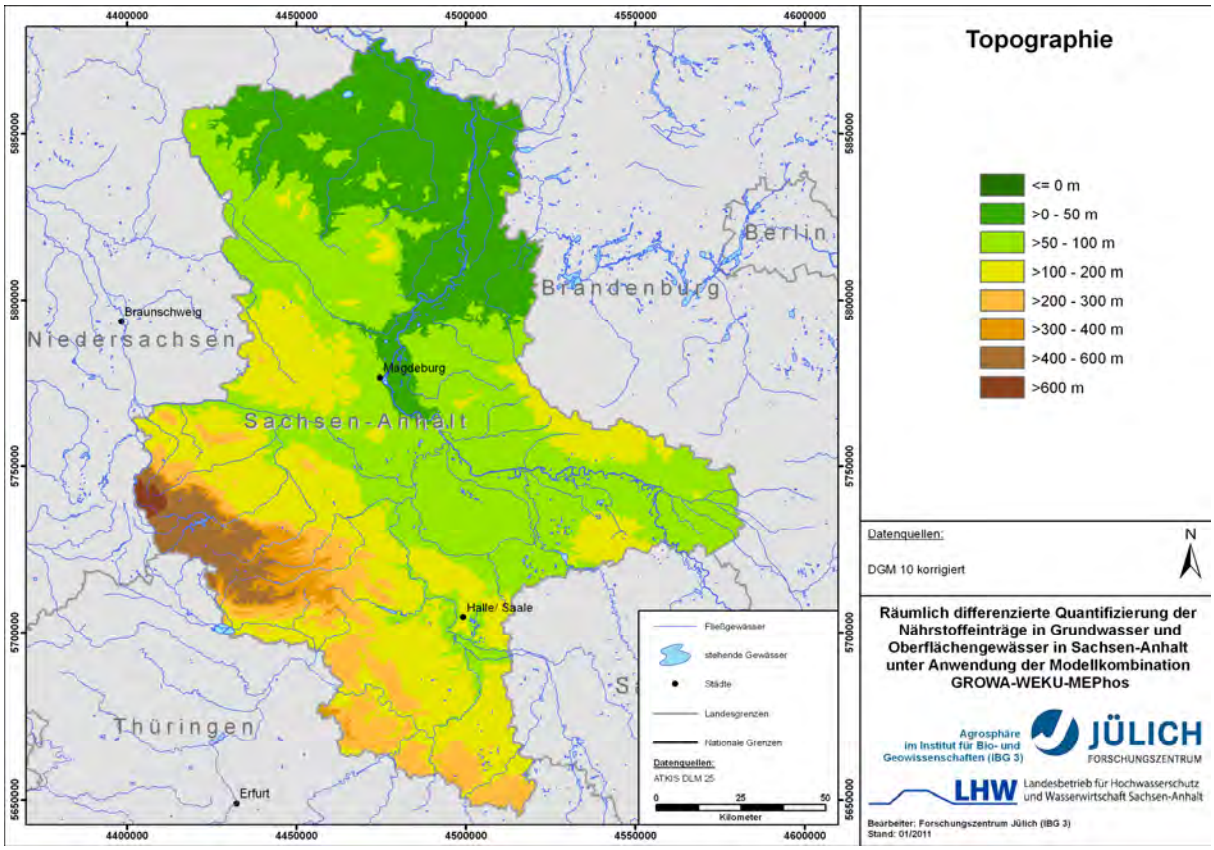


Abbildung 7-17: Höhengliederung in Sachsen-Anhalt.

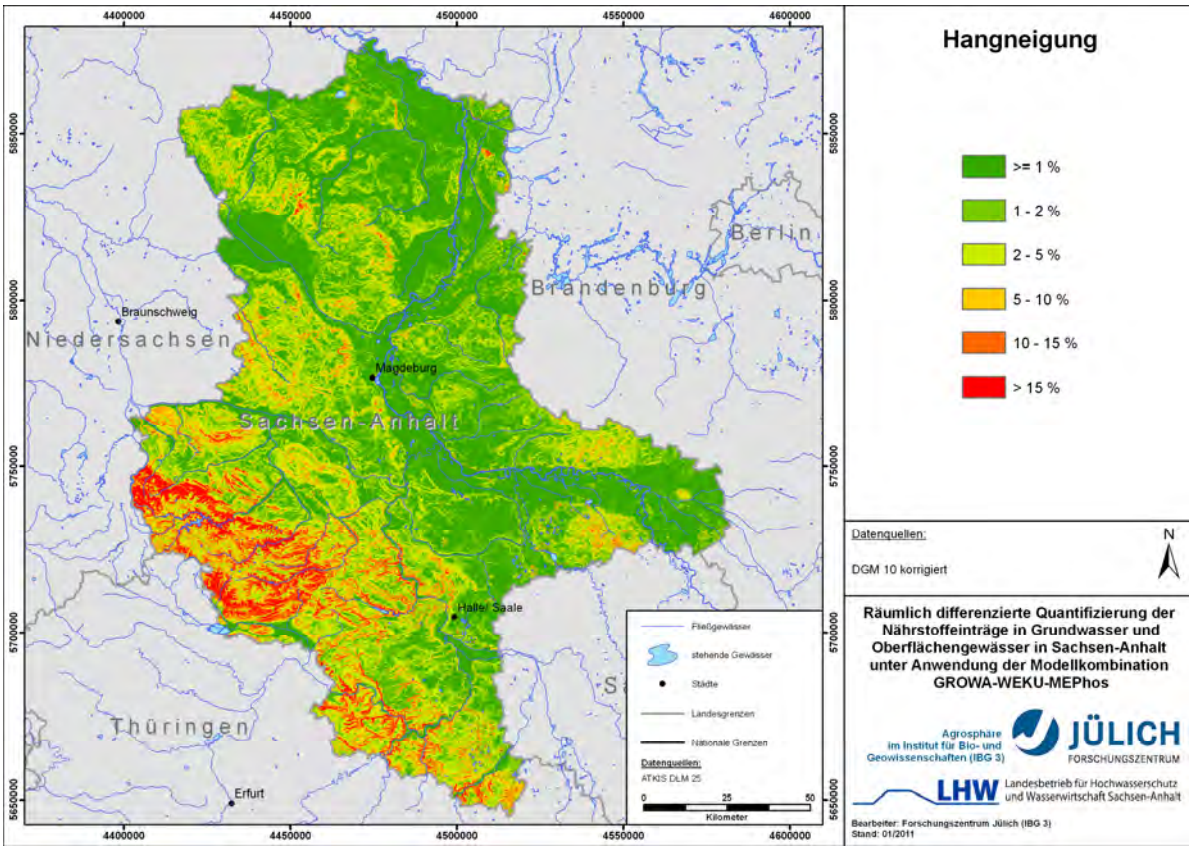


Abbildung 7-18: Hangneigung in Sachsen-Anhalt.

Die dank nacheiszeitlicher Lössaufwehungen ausgesprochen fruchtbare Landschaft mit ihren Schwarzerdeböden ist zusammen mit dem südlich anschließenden Harzvorland die dicht besiedelte Kernregion von Sachsen-Anhalt. Den Südwesten prägt der Harz. Der 1142 m hohe Brocken ist die höchste Erhebung von Sachsen-Anhalt.

Die Karte der Hangneigung (Abbildung 7-18) bildet ebenfalls deutlich die geologischen Strukturen ab. Besonders flache Regionen sind das Elbtal und der Drömling mit einer mittleren Neigung von weniger als 1 %. Die höhere Reliefenergie (>15%) tritt im Harz auf. Nach Süden, Westen und Nordosten fällt der Harz verhältnismäßig steil ins Harzvorland ab. Im Harz selbst treten tiefe Taleinschnitte auf.

7.8 Bodenerosion

Für die Modellrechnungen werden Informationen zur Bodenerosion benötigt. Diese liegen für große Flussgebiete oder ganze Bundesländer jedoch nicht oder nicht flächendeckend vor, sodass sie abgeleitet werden müssen. Hierzu wurde auf einem Datensatz aufgesetzt, der vom LHW zur Verfügung gestellt worden ist, siehe Abbildung 7-19. Dieser Datensatz wurde im Rahmen eines Forschungsauftrags der geoflux GbR *„Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge in Sachsen-Anhalt“* erstellt. (Geoflux 2007) Im Rahmen dieses Vorhabens wurde die Bilanzierung der potentiellen Bodenabträge durch Einsatz eines in der geoflux GbR entwickelten GIS-basierte Modellsystem ABAGFlux (Rastergröße 10 x 10 m) realisiert, in das ein modifizierter ABAG-Ansatz nach KOSCHITZKI & WURBS (2006) sowie MÖLLER (2005, 2007) implementiert ist. Durch Kopplung mit einem Transport- und Akkumulationsmodul wurden dabei die hangabwärts gerichteten Sedimenttransportbahnen räumlich detailliert ausgewiesen und die Transportfrachten unter Einbeziehung von Flurelementen und Barrierewirkungen realitätsnahe von der Fläche zum Gewässer ermittelt. Abbildung 7-19 zeigt die nach diesem Verfahren abgeleitete Karte des mittleren Bodenabtrags von Ackerflächen mit Gewässeranschluss in Sachsen-Anhalt.

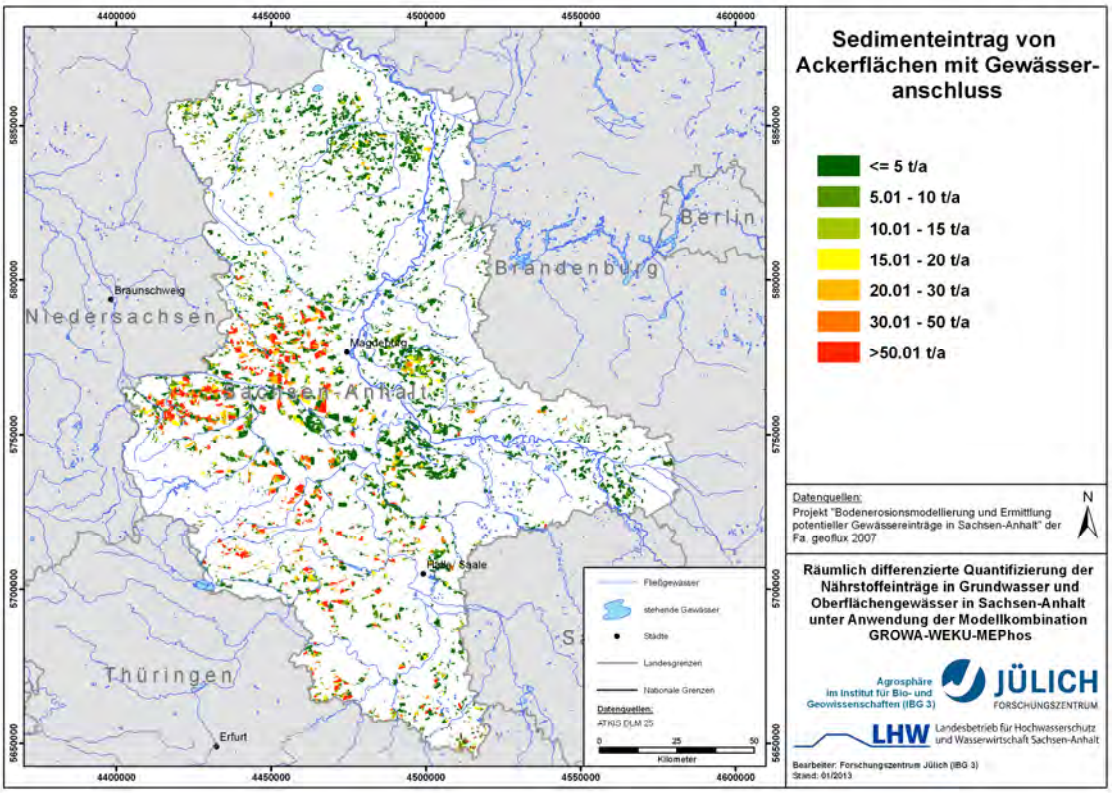


Abbildung 7-19: Sedimenteintrag von Ackerflächen mit Gewässeranschluss (Ergebnisse Geoflux 2007)

7.9 Pegeldaten

Für eine hinreichende Kalibrierung des GROWA-Modells sowie eine abschließende Validierung der Modellergebnisse ist es notwendig, auf die gemessenen Abflusswerte von möglichst vielen Teileinzugsgebieten zurückgreifen zu können. Um die Eignung des Modells für unterschiedliche Landschaftsräume nachzuweisen, sollte bei der Auswahl der betrachteten Einzugsgebiete eine möglichst große Bandbreite unterschiedlicher Landnutzungen sowie verschiedener klimatischer, pedologischer und topographischer Verhältnisse angestrebt. Hierbei ist darauf zu achten, dass sowohl der Berechnung als auch bei den gemessenen Pegelabflüssen der (annähernd) gleiche Bezugszeitraum zugrunde gelegt wird. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

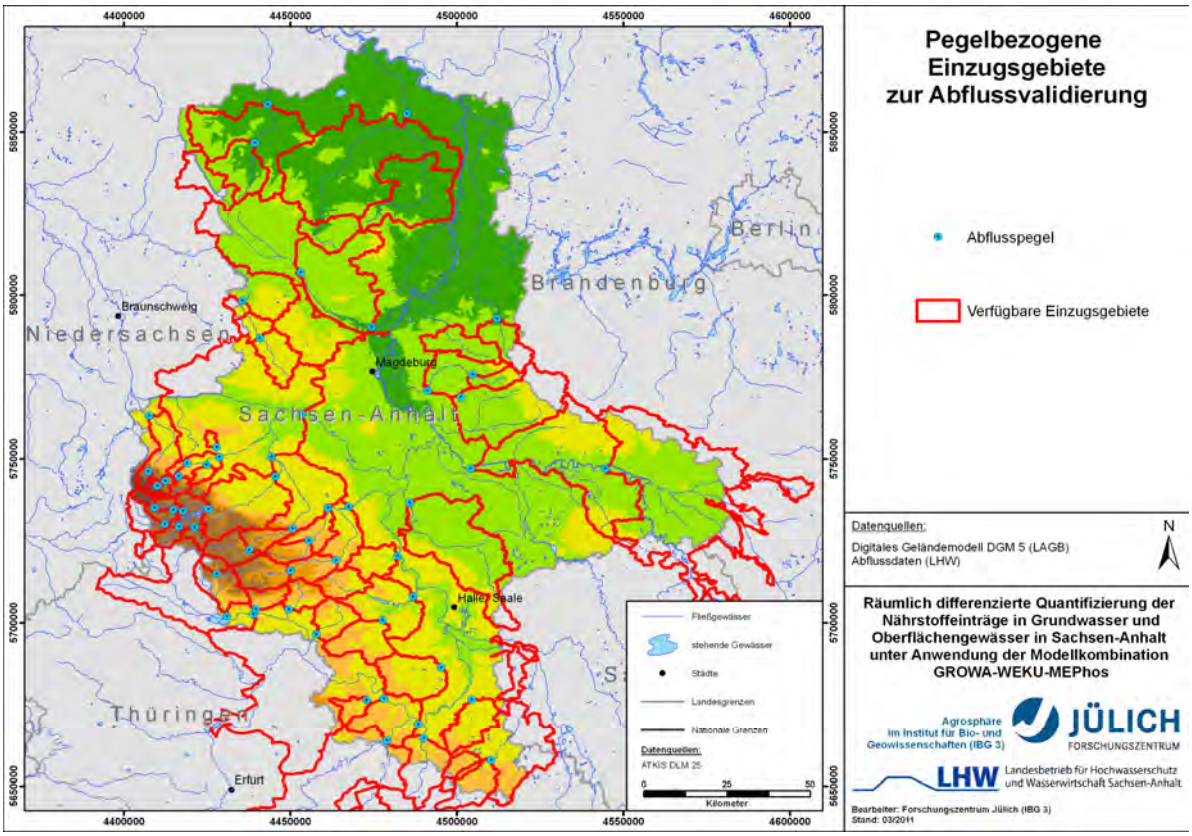


Abbildung 7-20: Pegelbezogene Teileinzugsgebiete in Sachsen-Anhalt

Für die Datenhaltung und Analyse der Pegeldaten, wurde eine umfangreiche Datenbank aufgebaut, welche zurzeit Abflusswerte in täglicher Auflösung von 65 Pegel-Messstationen aus Sachsen-Anhalt enthält. Die Lage dieser Pegel-Messstationen zeigt Abbildung 7-20. Da bei 17 dieser Einzugsgebiete ein Großteil ihrer Fläche außerhalb Sachsen-Anhalts liegt, konnten diese bei der Validierung nicht betrachtet werden. Bei den verbliebenen 48 Einzugsgebieten stellte sich zudem heraus, dass in den Zeitreihen der Abflüsse für viele Pegel Messwerte für mehrere Einzeljahre der Periode 1971-2000 fehlten. Davon betroffen sind v.a. 10 der 25 Einzugsgebiete im Lockergesteinsgebiet. Um die Modellergebnisse dennoch mit Abflusswerten vergleichen zu können, wurden pegelbezogene Einzugsgebiete mit einer Datenbelegung zwischen 70 und 90 %, d.h. Pegel für die Messwerte zwischen 3 und 9 Jahren fehlten, in die Modellkalibrierung und Modellvalidierung einbezogen, wohl wissend, dass dies methodisch suboptimal ist. Für ganze Landschaftsräume, wie z.B. dem Lößgürtel, dem Fläming und dem Elbtal, wäre eine Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse ansonsten nicht möglich gewesen. Eine räumlich repräsentative Validitätsüberprüfung der Modellergebnisse für diese Landschaftsräume nur eingeschränkt möglich.

23 der für die Validierung verfügbaren Pegel liegen dementsprechend in der Festgesteinsregion. Die meisten dieser Pegel liegen im Harz, vor allem im oberen Teil des Einzugsgebietes der Bode, bzw. im südlichen Harzvorland (z.B. Wippra). Pegelbezogene Einzugsgebiete aus dem nördlichen Harzvorland bzw. dem gesamten östlichen Teil von Sachsen-Anhalt sind dagegen wiederum kaum vorhanden.

Unabhängig von den Ergebnissen der hier vorgelegten Studie wird daher empfohlen, das Pegelmessnetz speziell in der Lockergesteinsregion Sachsen-Anhalts und im Harzvorland sowie den südlichen Landesteilen gezielt zu verdichten. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass es sich um anthropogen unbeeinflusste Einzugsgebiete handelt, oder aber um Einzugsgebiete, in denen die wasserwirtschaftlichen Eingriffe quantifizierbar sind.

7.10 Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer wurden vom LHW Messungen bereitgestellt Diese betrafen die Parameter Pgesamt, Ngesamt, Nitrat, Nitrit und Ammonium im Zeitraum 2000-2010. Für insgesamt 63 Messstellen, die über das gesamte Bundesland verteilt sind, konnten nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998) mehrjährige mittlere N-Frachten ermittelt werden, da Abflusspegel in ausreichender Nähe vorhanden sind (Abbildung 7-21). Dabei wurden totale N-Konzentrationen für einige Messstellen aus der Summe von Nitrat, Nitrit und Ammonium angenähert, da Ngesamt-Messungen nicht für jede Messstelle zur Verfügung standen (Abstimmung mit Hr. Wilhayn, LHW.). Für P können Frachten an 47 Messstellen ermittelt werden. Zusätzliches Kriterium für die Frachtermittlung war, dass im Zeitraum 2000-2010 mindestens 50 Konzentrationsmessungen vorliegen müssen. Zusätzlich zu Daten aus Sachsen-Anhalt wurden zwei Messstellen aus Niedersachsen herangezogen, die die Güte am Grenzübertritt von Aller bzw. Jeetzel ermitteln.

Zu Einschränkungen der Nutzbarkeit der Messstellen mit Frachten sei auf die Kapitel 7.9, 8.8, 9.7 und 10.5 verwiesen.

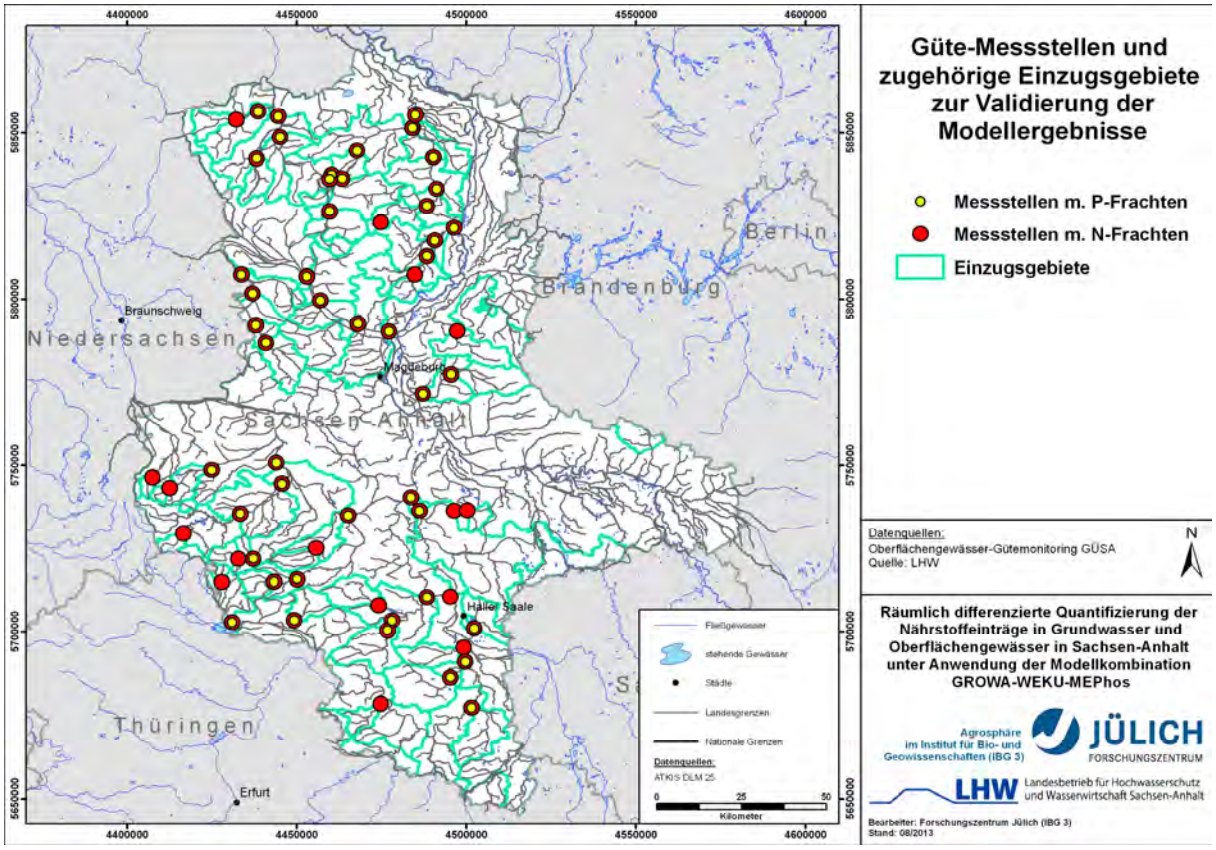


Abbildung 7-21: Gütemessstellen und zugehörige Einzugsgebiete zur Validierung der Modellergebnisse zum Stickstoffeintrag in die Vorfluter

Die Frachtermittlung stützt sich ausschließlich auf Einzelproben. Zusätzlich wurde geprüft, ob sich Mischproben zur Ergänzung der frachtbasierten Validierung eignen. Hierzu hat der LHW Daten zu 5 Mischprobenahme-Standorten übermittelt. Die Auswertung der Mischprobenstandorte hat ergeben, dass zwei Messstellen an der Elbe und jeweils eine Messstelle an der Schwarzen Elster, der Mulde und der Saale liegen. Da die Einzugsgebiete dieser Messstellen weit über die Landesgrenze Sachsen-Anhalts hinausgehen, können die Messstellen nicht in der Validierung verwendet werden. Selbst der untere Elbepegel ist nicht verwendbar, da

oberhalb noch die Saale und die Mulde einmünden, die ihrerseits wieder Einzugsgebiete außerhalb des Landes haben.

8 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts in Sachsen-Anhalt mit dem Modell GROWA erfolgte flächendifferenziert nach der in Kapitel 3 beschriebenen Vorgehensweise auf der Basis langjähriger klimatischer und hydrologischer Mittelwerte. Quantifiziert wurden die folgenden Wasserhaushaltsgrößen für die Periode 1971-2000:

- Reale Verdunstungshöhe
- Gesamtabflusshöhe
- Sickerwasserhöhe
- Grundwasserneubildungshöhe
- Direktabflusshöhe:
    - *Oberflächenabflusshöhe*
    - *Höhe des Abflusses über Dränagen*
    - *Höhe des natürlichen Zwischenabflusses*
    - *Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen*

Aufgrund der Verwendung von langjährigen Mittelwerten, werden hydrologische Extremereignisse (z.B. Hochwässer) und innerjährliche Variabilität nicht explizit betrachtet. Dies war aber auch nicht das Ziel der durchgeführten Arbeiten. Die für Einzeljahre (z.B. Nass-/Trockenjahre), innerjährliche Bezugszeiträume (z.B. Sommer-/Winterhalbjahr) oder Extremereignisse auftretenden Abflusshöhen können daher von den hier angegebenen Werten stark differieren.

8.1 Reale Verdunstungshöhe

In Abbildung 8-1 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe in Sachsen-Anhalt für die Periode 1971-2000 dargestellt. Sehr niedrige Verdunstungswerte von unter 400mm/a ergeben sich für die versiegelten Flächen der Siedlungsgebiete sowie in der Magdeburger Börde und im Lößgürtel. Dort ist der geringe Jahresniederschlag von unter 550mm für die geringen Verdunstungswerte ausschlaggebend.

Der Großteil der Landesfläche Sachsen-Anhalts weist reale Verdunstungshöhen zwischen 450mm/a und 500mm/a auf. Die häufig lehmigen Böden sorgen zwar für eine gute Wassernachlieferung aus dem durchwurzelten Bodenbereich, jedoch ist der relativ geringe und recht einheitliche Jahresniederschlag ein limitierender Faktor, der dazu führt, dass nicht genügend Wasser für die Verdunstung bereitsteht.

In Tieflandregionen, wie z.B. dem Drömling sowie in den Flusstälern werden auf grundwasserbeeinflussten Standorten reale Verdunstungshöhen von mehr als 550mm/a erreicht. Da hier eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfinden kann, wird die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung wirksam In den Niederungsregionen ergeben sich dadurch selbst bei Jahresniederschlägen unter 550 mm/a Verdunstungswerte über 500 mm/a.

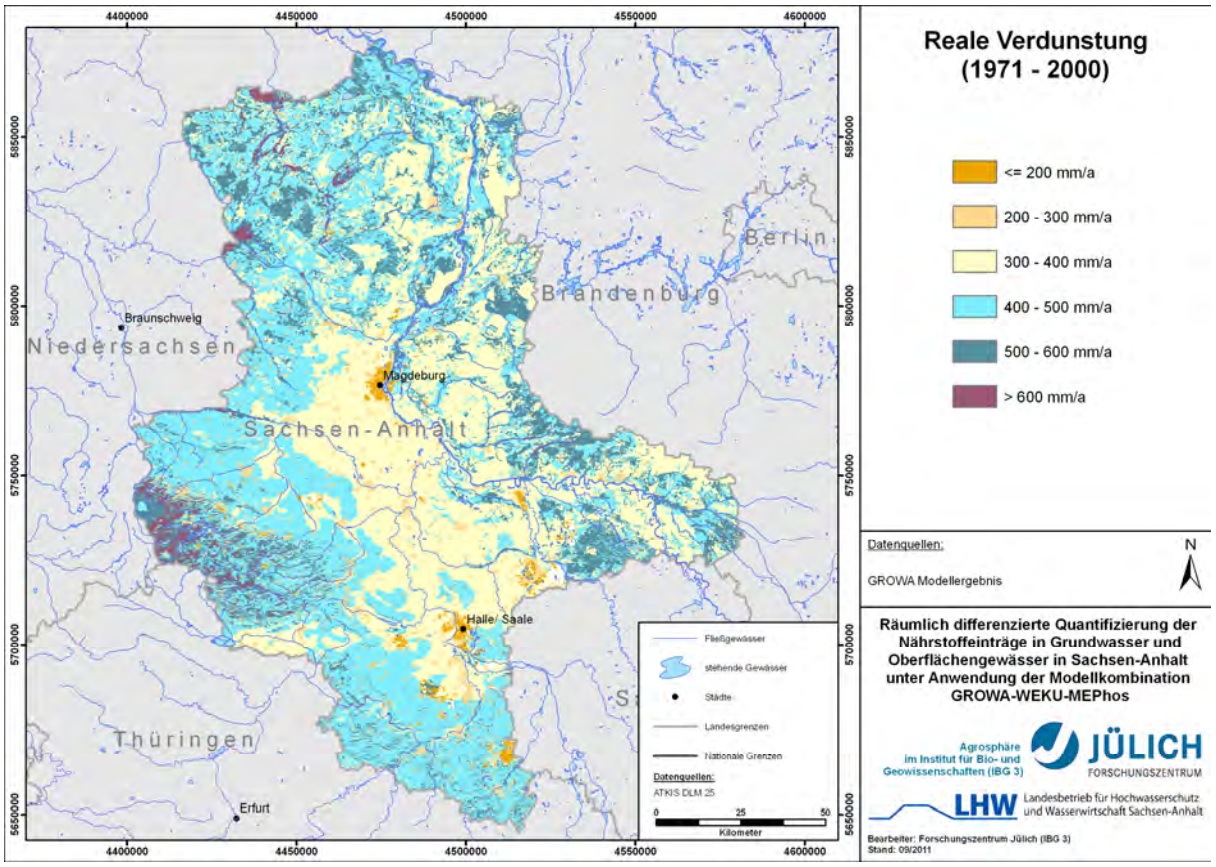


Abbildung 8-1: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1971-2000)

8.2 Gesamtabflusshöhe

Abbildung 8-2 gibt Auskunft über die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Gesamtabflusshöhe. Allgemein wirkt sich in Sachsen-Anhalt das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 600mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhe und damit auf die regional verfügbare Wassermenge aus. Werte von über 150mm/a treten nur auf Sanderflächen auf, wie z.B. der Colbitz-Letzlinger Heide und dem Fläming, sowie in den Städten und vor allem im Harz auf. Dort werden Gesamtabflusshöhen über 550mm/a erreicht. Im Allgemeinen dominieren in den anderen Landesteilen Gesamtabflusshöhen von weniger als 150mm/a. Insbesondere im Windschatten des Harzes, d.h. vor allem in der Magdeburger Börde und dem nördlichen Harzvorland dominieren dabei großflächig mittlere jährliche Gesamtabflusshöhen von weniger als 50mm/a. In den Niederungsregionen im Nordteil Sachsen-Anhalts treten im langjährigen Mittel Zehrgebiete auf, in denen die reale Verdunstung die Gesamtabflusshöhen übersteigt.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass mit den Modellergebnissen die mittlere langjährige Situation dargestellt wird. In Einzeljahren, in denen die Niederschlagshöhe nur wenig geringer ist als die mittlere langjährige Niederschlagshöhe, kann es in einigen Regionen Sachsen-Anhalts dazu kommen, dass der gesamte Jahresniederschlag für den Verdunstungsprozess „verbraucht“ wird und keine Abflussbildung mehr stattfindet. Wenn es sich zusätzlich noch um grundwassernahe Standorte handelt, kann es zu einer Wassernachlieferung aus dem Grundwasser kommen. Viele grundwassernahe Standorte mit geringen mittleren Gesamtabflusshöhen (<100 mm/a) werden dann zu „Zehrgebieten“. Der flächenmäßig relativ geringe Anteil an Zehrgebieten in Abbildung 8-2 ist daher vor dem Hintergrund zu se-

hen, dass es sich um Modellergebnisse für die mittlere langjährige Wasserhaushaltssituation handelt.

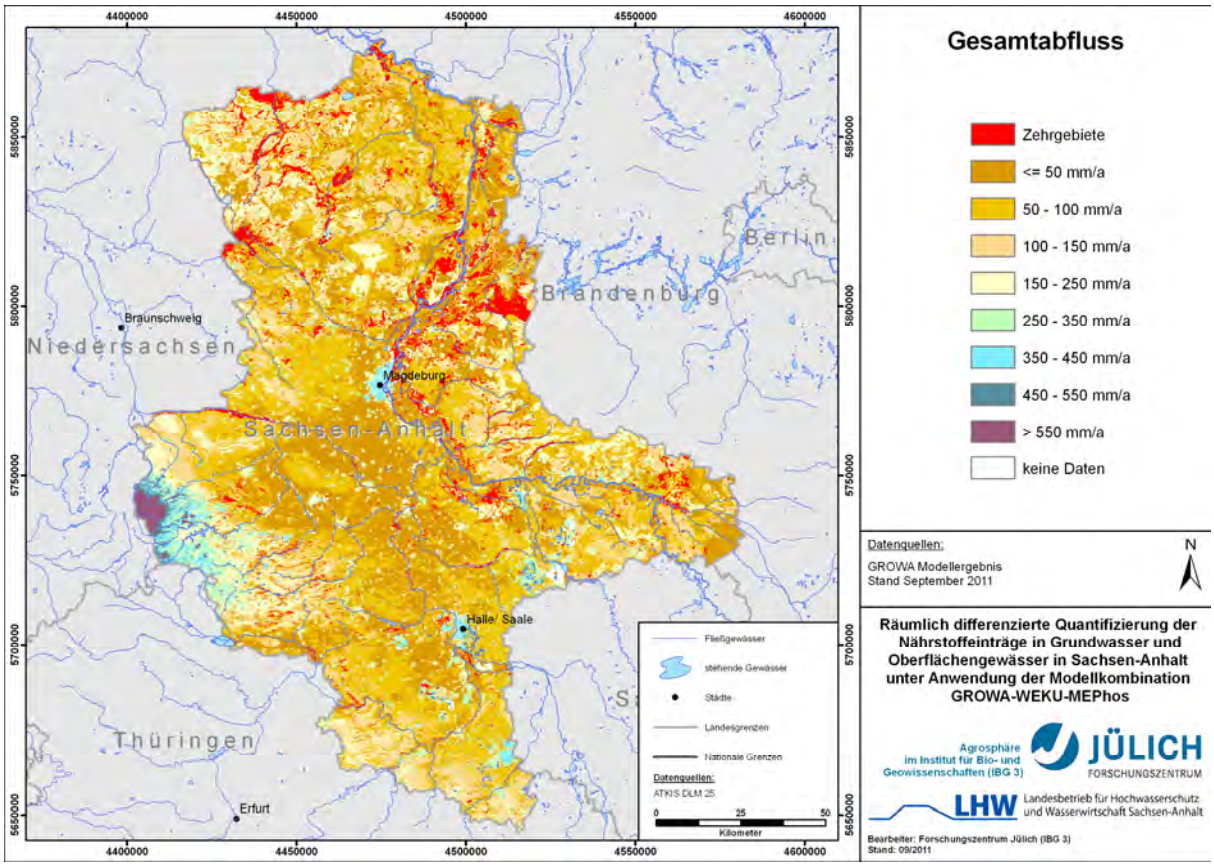


Abbildung 8-2: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000)

8.3 Oberflächenabflusshöhe

Im Harz können nach dem in Kapitel 3.3 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der hohen Niederschläge Oberflächenabflusshöhen über 50mm/a auftreten. Für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag wird ein nur sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Dementsprechend wurden für mehr als 98 % der Fläche Sachsen-Anhalts Oberflächenabflusshöhen von unter 5 mm/a ausgewiesen. Aus diesem Grunde wird an dieser Stelle auf eine kartografische Darstellung der Oberflächenabflusshöhen verzichtet.

An dieser Stelle sei nochmals darauf hingewiesen, dass nur der Oberflächenabfluss für die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung und Erosion beiträgt, der von Flächen stammt, die eine hydraulische Anbindung ans Gewässer haben. Zudem weisen diese Teilflächen eine Hangneigung mehr als 2 % auf, einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung. Nur wenn diese Parameter in Kombination auftreten, können die Teilflächen signifikante „Liefergebiete“ für N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Oberflächenabfluss darstellen.

Für die nach der oben beschriebenen Vorgehensweise identifizierten Teilflächen wird anschließend der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss basierend auf der mittleren mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA modellierten Oberflächenabflusshöhe (vgl. Kap. 3.3) bestimmt.

8.4 Sickerwasserhöhe

Die Differenz aus Gesamtabflusshöhe und Oberflächenabflusshöhe ergibt die Sickerwasserhöhe. Abbildung 8-3 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen in Sachsen-Anhalt für die Periode 1971-2000. Wie zu erwarten, liegen die ermittelten Sickerwasserhöhen in der gleichen Größenordnung wie die Gesamtabflusshöhen und zeigen auch eine ähnliche räumliche Verteilung.

Durch die Sickerwasserhöhe wird die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden verdünnt. Modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser weisen daher je nach Region erhebliche Unterschiede auf, die nicht nur von der Höhe der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden abhängen. So ist die Verdünnung der gleichen auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden im Harz, d.h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 550mm/a, zehn Mal so hoch wie in weiten Teilen der Magdeburger Börde, wo die Sickerwasserhöhe selten 50mm/a übersteigt.

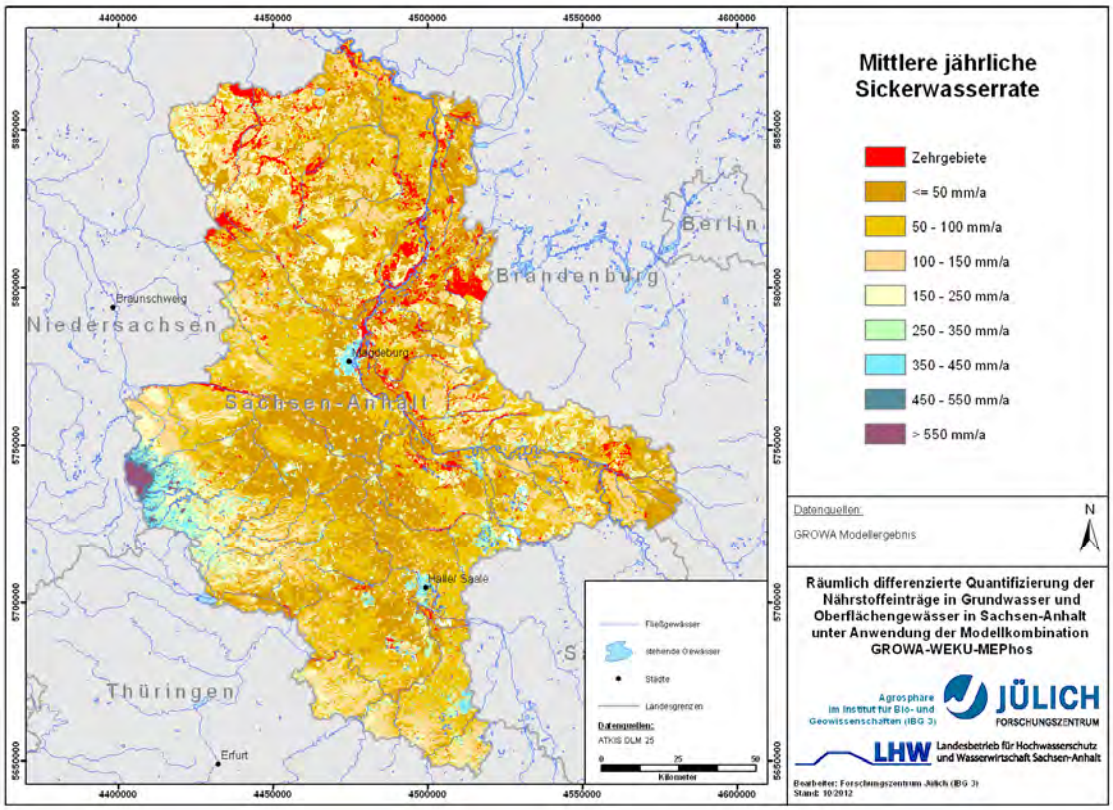


Abbildung 8-3: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1971-2000)

8.5 Grundwasserneubildungshöhe

Die Gesamtabflusshöhe ist im GROWA-Modell die Grundlage zur Abtrennung der Direktabflussanteile und der Grundwasserneubildungshöhe. Abbildung 8-4 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen in Sachsen-Anhalt für die Periode 1971-2000. Neben den klimatischen Randbedingungen wird die Höhe der Grundwasserneubildung in erster Linie durch die hydropedologischen Eigenschaften bestimmt. Im Verbreitungsgebiet der bewaldeten Sanderflächen im Nordteil Sachsen-Anhalts können die Werte beispielsweise 150mm/a und mehr betragen und entsprechen dort in etwa den ermittelten Sickerwassershöhen. Da fast die gesamte, nicht verdunstende Wassermenge unge-

hindert dem Aquifer zusickern kann, sind diese Gebiete die grundwasserhöffigsten Gebiete Sachsen-Anhalts. In den meisten anderen Regionen liegen die Grundwasserneubildungshöhen jedoch bei unter 50mm/a.

In Gebieten mit hohen Direktabflussanteilen durch natürlichen Zwischenabfluss oder künstliche Entwässerung (z.B. in den gedränten Niederungsregionen, siehe Abbildung 8-5) sowie in den Gebieten mit bereits geringen Gesamtabflüssen (z.B. Magdeburger Börde, siehe Abbildung 8-2) sind die Grundwasserneubildungshöhen entsprechend geringer.

Der Harz nimmt in diesem Zusammenhang eine Sonderrolle ein. Obwohl der Harz eine Region ohne ergiebige Grundwasservorkommen darstellt, sind in Abbildung 8-4 Grundwasserneubildungsraten von 200mm/a und mehr ausgewiesen. Die hierfür maßgeblichen Gründe sowie die Konsequenzen für die Wasserhaushaltsmodellierung werden in Kapitel 8.8 (Validierung) erläutert.

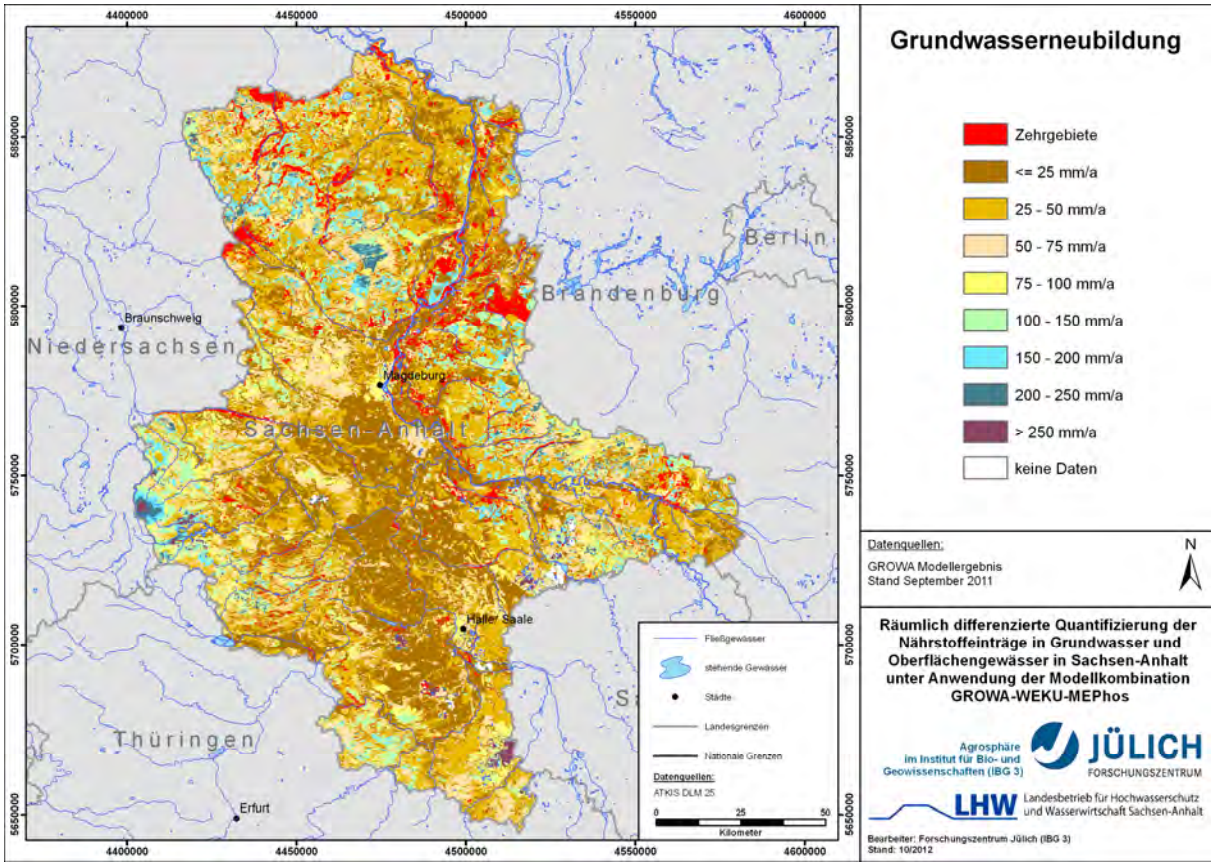


Abbildung 8-4: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000)

8.6 Direktabflusshöhe

Die berechneten mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums 1971-2000 sind in Abbildung 8-5 dargestellt. Danach treten Direktabflusshöhen über 50mm/a im Harz, in künstlich entwässerten Regionen sowie in urbanen Gebieten auf. In den meisten Gebieten Sachsen-Anhalts dominieren aber nur geringe Direktabflusshöhen.

Im GROWA-Modell ist es möglich, den Direktabfluss getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen und “Trennkanalisation“ auszuweisen. Zur Bildung von natürlichem Zwischenabfluss kommt es dort, wo das Sickerwasser vor Erreichen des Grundwasserleiters eine wasserundurchlässige Schicht erreicht, so dass es lateral in der ungesättigten Zone abfließt bis es ein Oberflächen-

gewässer erreicht. In Niederungsregionen wird der Wasserabfluss aus dem oberen Bodenbereich (Wurzelbereich) durch Schaffung von schnellen Abflusswegen (Gräben, Dränagen) beschleunigt. Hydraulisch wirkt diese, als Abfluss über künstliche Entwässerungssysteme bezeichnete Abflusskomponente, ähnlich wie der natürliche Zwischenabfluss, d.h. ein Vorfluter wird mit nur geringer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreicht. Gleiches gilt für den Abfluss über die Trennkanalisation, welcher den Abfluss umfasst, der den Vorfluter über die Regenwasserkanalisation oder den Straßengraben erreicht.

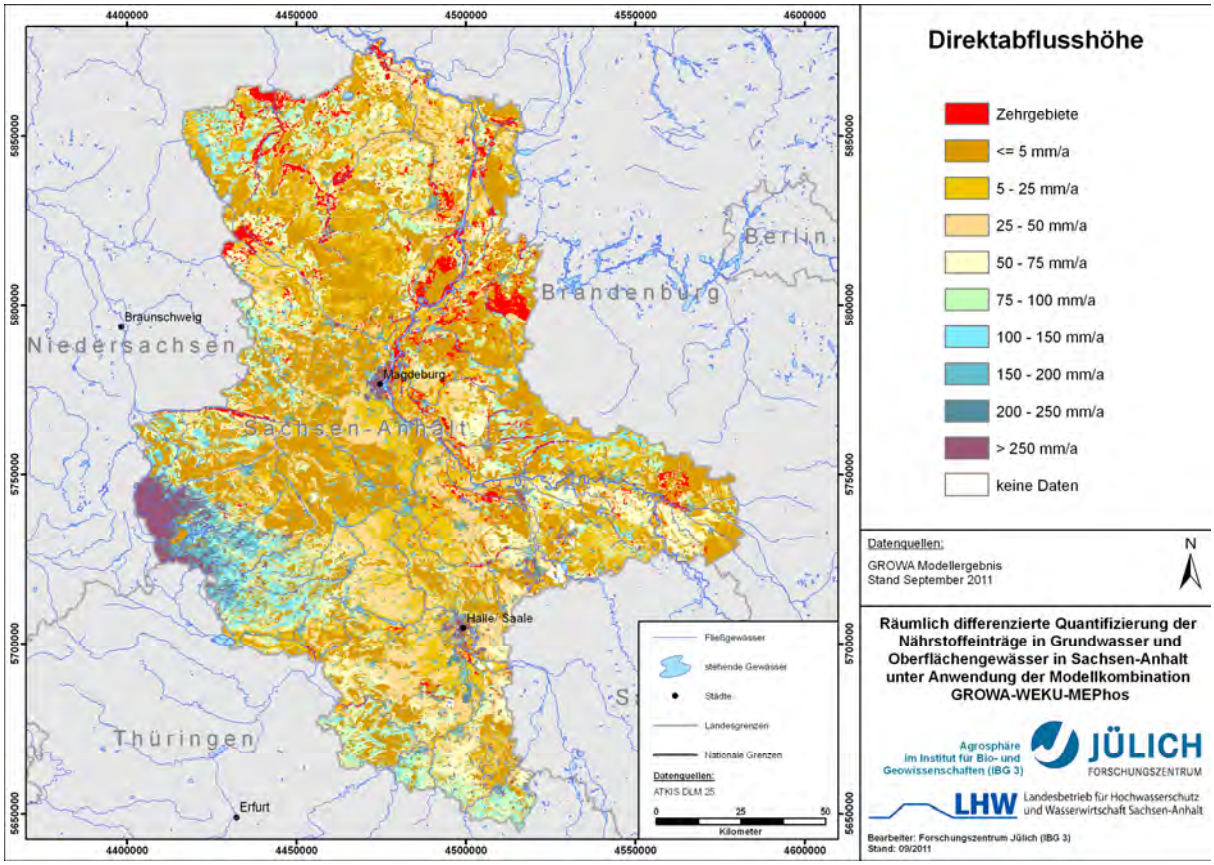


Abbildung 8-5: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000) in Sachsen-Anhalt.

In Abbildung 8-6 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über künstliche Entwässerungssysteme und in Abbildung 8-7 die berechneten mittleren Direktabflüsse über den natürlichen Zwischenabfluss einander vergleichend gegenübergestellt. Die regional unterschiedliche Relevanz dieser beiden Direktabflusskomponenten wird auf diese Weise sehr gut zum Ausdruck gebracht. Während der Abfluss über künstliche Entwässerungssysteme vor allem in den Flussniederungen eine Rolle spielt, so treten die höchsten Werte des natürlichen Zwischenabflusses vor allem im Harz auf. Die in Abbildung 8-8 dargestellte Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen zeigt die hohe Relevanz dieser Abflusskomponente in größeren Siedlungsgebieten.

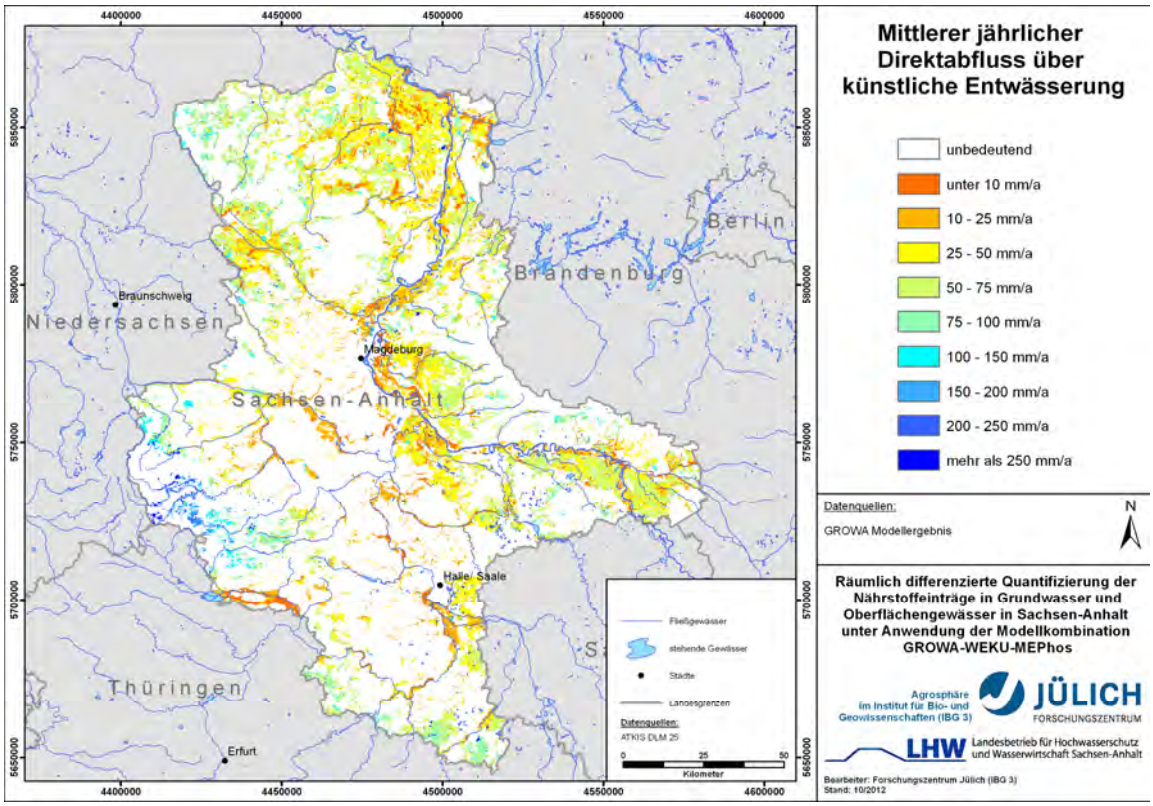


Abbildung 8-6: Mittlerer Direktabfluss über künstliche Entwässerungssysteme (1971-2000)

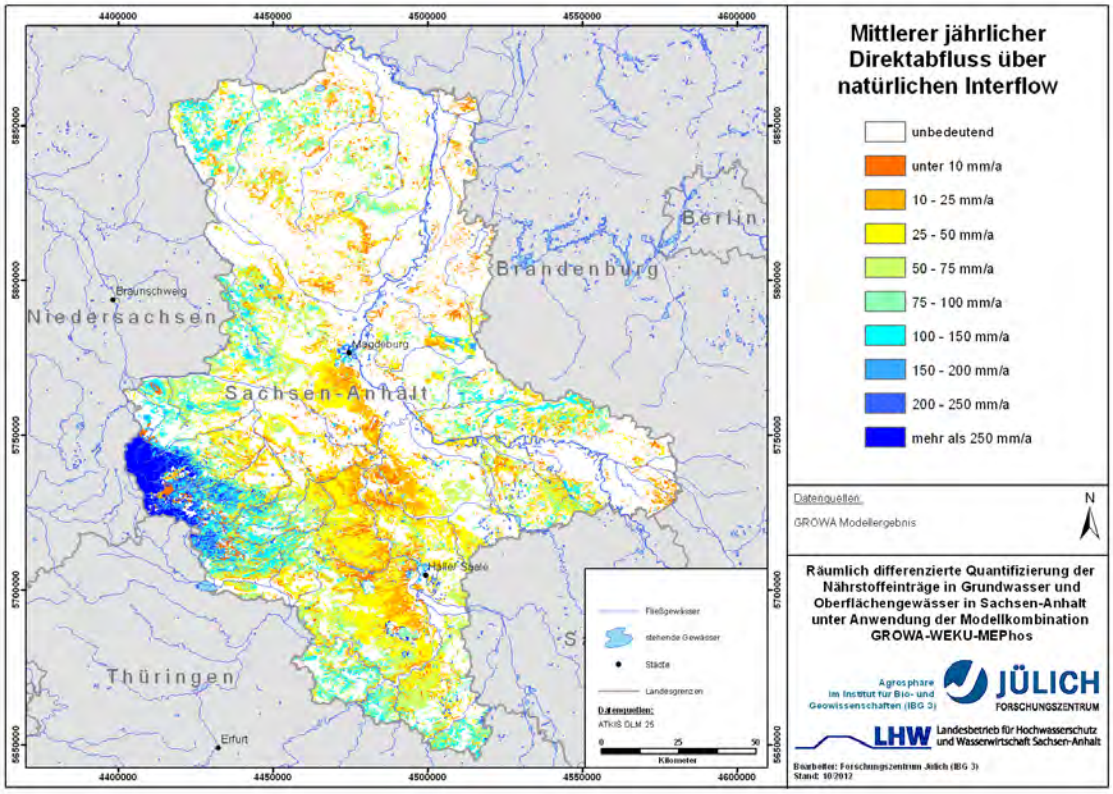


Abbildung 8-7: Mittlerer Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1971-2000)

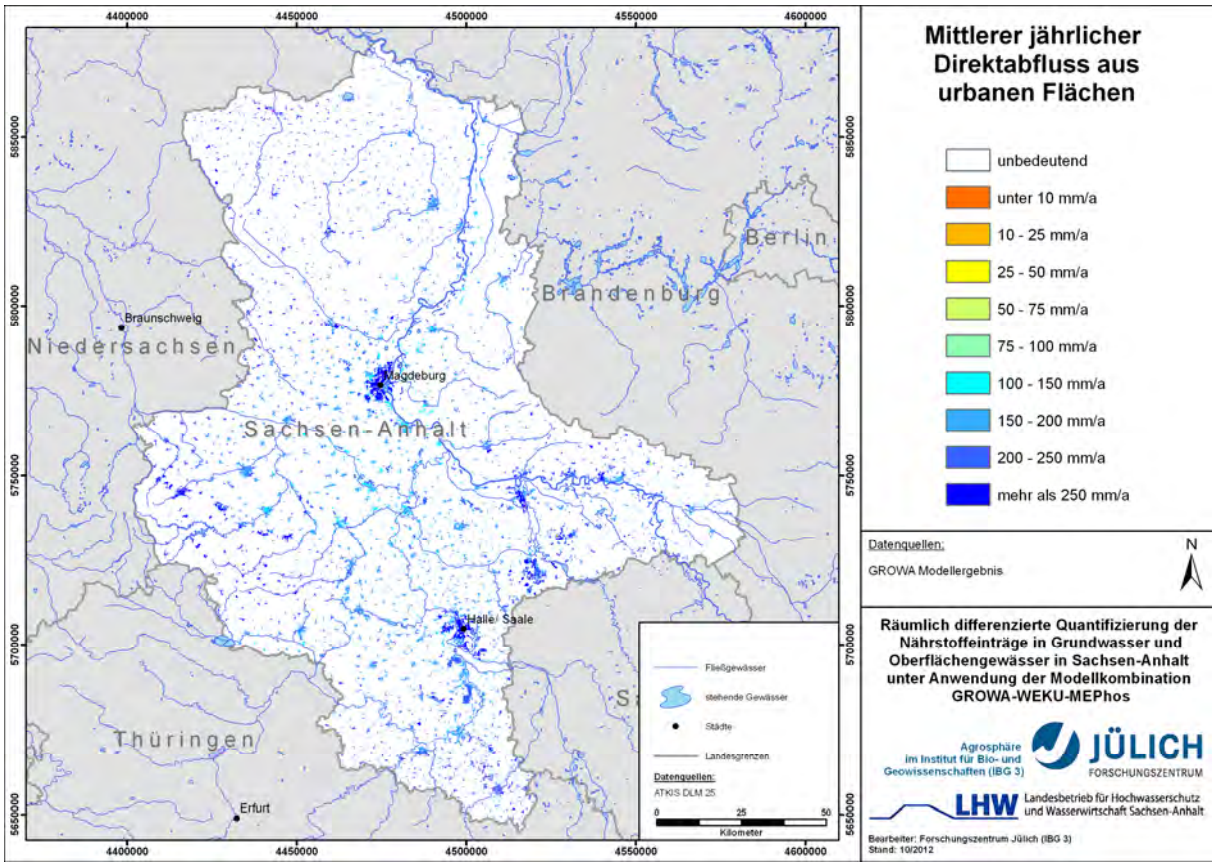


Abbildung 8-8: Mittlerer Direktabfluss aus urbanen Flächen (1971-2000)

8.7 Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

Die Einträge von Nitrat in das Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer sind immer an die aus einer Region abfließende Wassermenge gebunden. Die hierbei zentralen Wasserhaushaltskomponenten sind zum einen der Direktabfluss und zum anderen der Grundwasserabfluss, der im langjährigen Mittel weitestgehend der Grundwasserneubildung entspricht.

Geht man davon aus, dass die Nitratkonzentration im Sickerwasser nach der Passage der Wurzelzone festgelegt ist, d. h. dass die Denitrifikation in tieferen Schichten der ungesättigten Zone vernachlässigt werden kann, teilen sich die N-Frachten nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung auf (Abbildung 8-9). Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d.h. über den Dränageabfluss oder den natürlichen Zwischenabfluss, ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren.

Im Lockergesteinsbereich sowie in der Magdeburger Börde sickern bei grundwasserfernen Bedingungen mehr als 90 % des Gesamtabflusses den Aquiferen zu und tragen zur Grundwasserneubildung bei. Dort entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Gebieten der Lockergesteinsregion hingegen liegt der Anteil der Grundwasserneubildung nur zwischen ca. 40 % und 60 % des Gesamtabflusses. Dieser Abflussanteil erreicht die Vorfluter in den meisten Fällen über die künstlichen Entwässerungssysteme. Vor allem im Harz, aber auch im östlichen und südlichen Harzvorland ist der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss geringer. Im Harz werden auf diese Weise mehr als 70% des Gesamtabflusses als Di-

rektabfluss abgeführt. Bei der Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Boden und Grundwasser bzw. der der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss wird hierauf zurückzukommen sein.

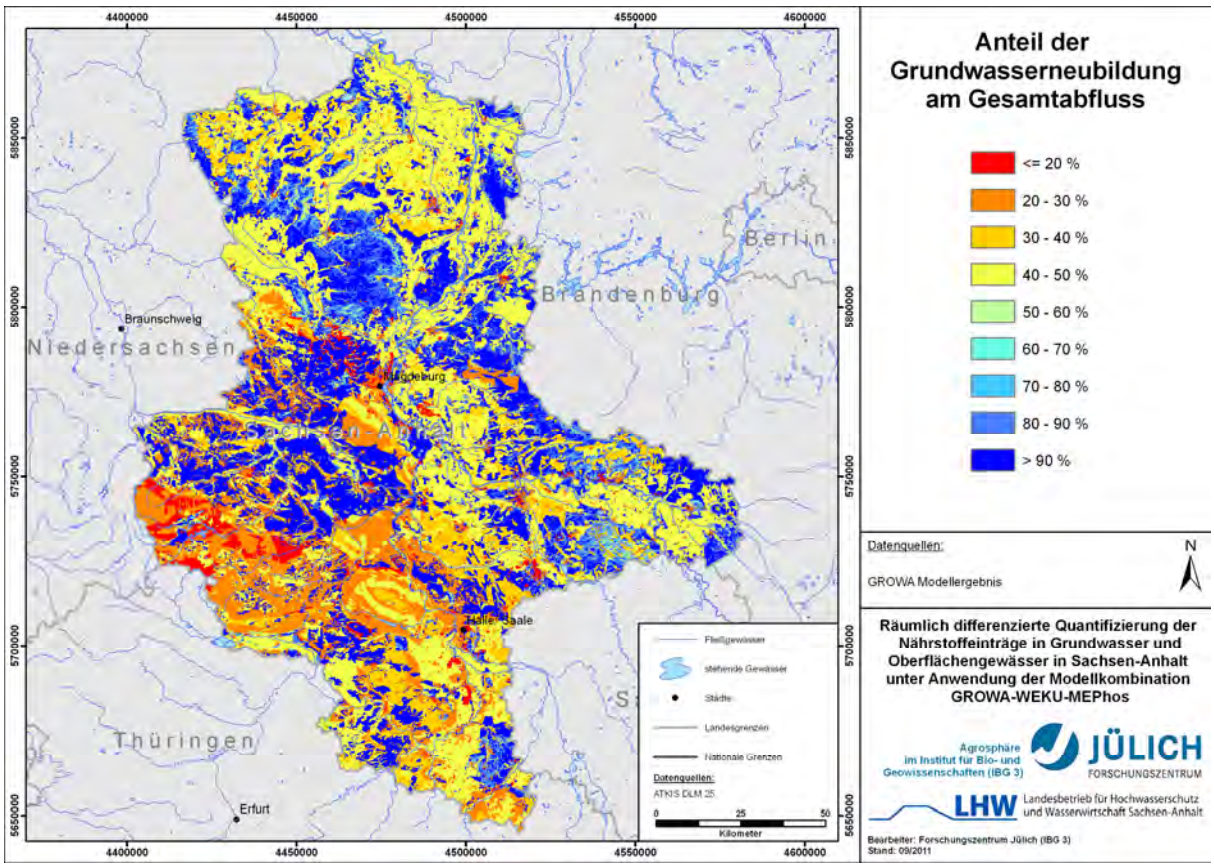


Abbildung 8-9: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

8.8 Modellvalidierung

Um Aussagen darüber treffen zu können, inwiefern die berechneten Wasserhaushaltsgrößen den tatsächlich vorliegenden Abflussverhältnissen entsprechen, wurde eine Validitätsüberprüfung durchgeführt. Hierzu kommen grundsätzlich verschiedene Verfahren in Frage. Die zuverlässigste Art der Validierung von Sickerwasserhöhen ist z.B. der Vergleich der Modellergebnisse an möglichst vielen über Lysimeterversuche ermittelten Sickerwasserraten. Für eine landesweite Betrachtung ist diese Art der Validierung jedoch nicht praktikabel, da in der Regel nicht genügend Lysimeterstationen zur Verfügung stehen, um statistisch abgesicherte Aussagen für das gesamte Bundesland bzw. die auftretenden Standortkombinationen treffen zu können.

Aus diesem Grunde wird die Zuverlässigkeit der berechneten Abflusshöhen durch einen Vergleich mit den an Pegeln gemessenen Abflüssen überprüft. Die Validierung wird bei verschachtelten Einzugsgebieten dabei immer bezogen auf das Gesamtgebiet des jeweiligen Pegels durchgeführt. Zunächst wird eine Verschneidung der pegelbezogenen Einzugsgebiete mit den vom GROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Gesamtabflusshöhen vorgenommen. Die einzelnen Werte der Rasterzellen werden dann über die jeweiligen Einzugsgebiete integriert und mit den gemessenen Abflusshöhen verglichen. Wenn sich für eine hinreichend große Anzahl von Einzugsgebieten eine befriedigende Übereinstimmung ergibt, kann man davon ausgehen, dass mit dem zugrundeliegenden Modell repräsentative Aussagen erzielt wurden.

8.8.1 Auswahl der für die Validierung nutzbaren Pegel-Messstellen

Bei der Validierung ist zu beachten, dass der messbare Gesamtabfluss, aber auch der beobachtete Grundwasserabfluss in einem bestimmten Teileinzugsgebiet nur im Idealfall dem natürlichen Abfluss aus dem betreffenden Teileinzugsgebiet entspricht. Aufgrund der Vielzahl natürlicher und anthropogener Einflussfaktoren können die beobachteten und modellierten Abflusswerte voneinander abweichen ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

Die Grundwasserentnahmen für die öffentliche und industrielle Wasserversorgung, die landwirtschaftliche Bewässerung sowie für bergbauliche Maßnahmen stellen diesbezüglich wichtige anthropogene Einflussfaktoren dar. In diesem Zusammenhang spielt auch die Grundwasserrückführung, z. B. durch Bewässerungsmaßnahmen, eine Rolle. Hierbei gelangt ein Teil des entnommenen Grundwassers wieder in den Grundwasserkörper. Daneben tritt in einigen Regionen der Fall auf, dass entnommenes Grundwasser in andere Regionen exportiert wird, so dass es der Bilanzierung entzogen ist.

Ein Großteil des für die öffentliche Wasserversorgung entnommenen Grundwassers wird indirekt durch Einleitungen aus Kläranlagen in die Fließgewässer zurückgeführt. Auf diese Weise wird die Wasserführung eines Vorfluters durch einen permanenten Beitrag erhöht und der Niedrigwasserabfluss entspricht nicht mehr oder nur eingeschränkt dem natürlichen Grundwasserabfluss.

In Fachlandbereichen kann es zu Einstauungen und/oder Umflutungen von Fließgewässern kommen, die durchgeführt werden, um Wasserstände zu erhalten. Schon Kunkel & Wendland (1998) berichten, dass im Oberlauf des Pegels Calvörde z.B. bei geringen Wasserhöhen Wasser aus dem Ohre-Einzugsgebiet in das Niedermoorgebiet des Drömlings eingestaut wird, um dort die Wasserstände zu erhalten. Unterhalb des Pegels Calvörde macht sich dagegen die Entnahme von Grundwasser bemerkbar. Wasser aus dem Flusslauf der Ohre wird zur Grundwasseranreicherung in der Letzlinger Heide abgeleitet, welches dann zur Trinkwasserversorgung der Stadt Magdeburg herangezogen wird (Kunkel & Wendland, 1998). Die Entnahme von Grundwasser spielt darüber hinaus in allen Regionen eine Rolle, wo landwirtschaftliche Beregnungsmaßnahmen eine Rolle spielen.

Aus den o.a. Gründen wurden dokumentierte Wasserentnahmen bzw. -einleitungen (Landesbericht, 2005) bei der Validierung berücksichtigt. Grundwasserentnahmen lagen z.B. in Form von Punktdaten für mehrere Jahre vor (Wasserwerke) und wurden auf die gemessenen Abflüsse aufaddiert. Zusätzlich wurden standortbezogene Einleitungen aus kommunalen und industriellen Anlagen berücksichtigt, d.h. die eingeleiteten Mengen wurden von den gemessenen Abflüssen abgezogen.

Zusätzlich wurde überprüft, inwiefern Datenbestände zur Gewährung von Grundwasserentnahmerechten aus der Wassernutzungsverwaltung (WNV) für die Projektarbeiten genutzt werden können. Hierbei zeigte sich, dass die Daten in der (im September 2012) vorliegenden Form aufgrund von „Doppelbelegungen“ von Rechten und anderen Unschärfen (z.B. Eintrag von mehreren Wasserbuchblättern mit gleicher Reg. Nr. und gleichem Datum), mit Fehlern behaftet sind und nicht für das laufende Projekt verwendet werden konnten. Weiterhin sei an dieser Stelle auf den Unterschied zwischen den genehmigten Entnahmen nach Wasserrecht und den dann tatsächlich entnommenen Mengen entsprechend der Bedingungen vor Ort hingewiesen werden.

Es besteht jedoch die Aussicht, dass eine mögliche Datenangabe zur tatsächlich entnommenen Wassermenge eventuell mit der Erhebung des Wasserentnahmeentgeltes (WEE) zu erwarten ist. D.h. es könnte nach Festlegung des WEE auf die für die Erhebung erfassten Daten zurückgegriffen werden. Nach Vorlage geprüfter Datensätze könnte dann in einem möglichen Folgeprojekt ggf. eine Aktualisierung der GROWA - Berechnungen durchgeführt werden und die Auswirkungen von Grundwasserentnahmen auf die Modellergebnisse genauer bewertet werden.

Für die Validierung der Modellergebnisse standen Abflusswerte von 65 pegelbezogenen Einzugsgebieten zur Verfügung (vgl. Kapitel 7.9). Auf Basis dieses Datenpools wurde eine Auswahl der für die Modellierung des Wasserhaushalts nutzbaren Pegel-Messstellen getroffen. Einzelne Pegel mussten korrigiert bzw. von vornherein ausgeschlossen werden. Zum einen betraf dies Pegel, für die keine kontinuierliche Erfassung der Messwerte des Zeitraums von 1971-2000 vorlag. Zum anderen betraf dies Teileinzugsgebiete, die eine nicht quantifizierte, aber signifikante Beeinflussung des natürlichen Abflussgeschehens durch anthropogene Einflüsse aufgewiesen haben. Diesbezüglich sei darauf hingewiesen, dass keine Informationen zu den Wassermengen vorgelegen haben, die von einem Einzugsgebiet in ein anderes Einzugsgebiet umgeleitet worden sind. Folglich konnte diese Einflussgröße bei der Validierung nicht berücksichtigt werden.

Aus den o. a. Gründen konnten nicht alle Pegel, für die Abflusswerte vorlagen, in die Validierung einbezogen werden. Auf diese Weise verringerte sich die Anzahl der für die Validierung geeigneten Pegel auf 41 (siehe Abbildung 8-10).

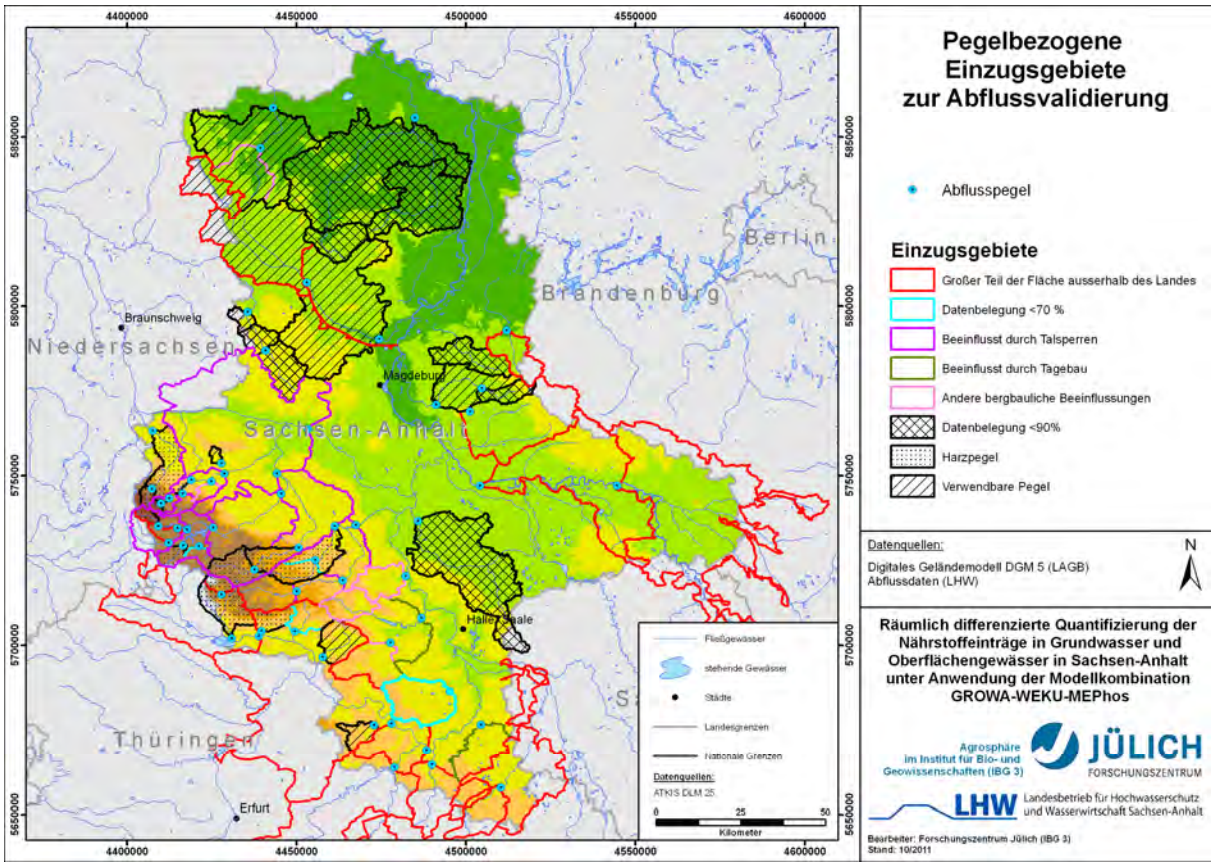


Abbildung 8-10: Zur Abflussvalidierung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete

- Die Pegel der Einzugsbiete Hasselfelde, Stangerode und Sangershausen wurden von vornherein der Validierung ausgeschlossen, da Abflussmessungen aus der Zeitreihe 1971-2000 für weniger als 70% der Jahre vorlagen.
- Die Bodepegel Hirtenstieg-ÜLSP, Wendefurth, Ditfurt und Wegeleben wurden aufgrund der starken Beeinflussung der Rappbodetalsperre in der Validierung nicht betrachtet.
- Die Pegel Bennungen, Laucha, Saaleck, Naumburg-Grochlitz, Zeitz, Oberthau, Löben, Aken, Wittenberg, Stolberg, Mertendorf, Tanne, Königshütte/WB, Tucheim,

Nutha, Calvörde und Jahrstedt wurden aufgrund ihrer Grenzüberschreitungen zu benachbarten Bundesländern nicht berücksichtigt.

Pegel, für die eine Quantifizierung der anthropogenen Beeinflussung des natürlichen Abflussgeschehens erfolgte, wurden bei der Validierung gesondert ausgewiesen.

- Bei den Pegeln Weferlingen, Berga, Wickerode (Leine), Allstedt, Thalwinkel, Frankleben, Stedten, Baalberge, Hadmersleben, Trautenstein, Silberhütte, Wernigerode, Tucheim, Dannigkow, Wolmirstedt, Dobbrun, Groß-Gischau und Salzwedel wurden Beeinflussungen durch Wasserentnahmen und Einleitungen berücksichtigt.
- Da veränderte Wassermengen durch die Talsperrenbewirtschaftung die Validierung beeinflussen, wurden die Pegel Wippra, Mansfeld-Leimbach, Großschierstedt, Hadmersleben, Mahndorf und Werningerode in der Validierung gesondert gekennzeichnet.
- Veränderte Wassermengen durch Tagebauaktivitäten können die Validierung beeinflussen. Daher wurden die Pegel Zappendorf, Frankleben und Rippach in der Validierung gesondert ausgewiesen.
- Laut Pfützner (2001, 2005) sind die Pegel Stedten, Friedeburg, Unterrißdorf und Derenburg (Hellbach) durch bergbauliche oder sonstige Aktivitäten beeinflusst. Sie wurden daher in der Validierung gesondert ausgewiesen.
- Die Pegel Walbeck, Baalberge, Loburg, Dobbrun, Grabow, Gardelegen und Goldbeck weisen eine Datenbelegung zwischen 70 und 90 % auf. Diese wurden in der Validierung besonders markiert.
- Bei den Pegeln Ilsenburg, Hanneckenbruch, Steinerne Renne, Elend, Trautenstein, Minsleben, Silberhütte, Meisdorf, Aschersleben, Berga, Wickerode (Leine) sowie Hoppenstedt werden die Einzugsgebiete größtenteils aus dem Harz gespeist. Diese Pegel wurden in der Validierung besonders markiert.

8.8.2 Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen

Die für die Zeitreihe 1971-2000 berechneten Gesamtabflusshöhen wurden mit den Mittelwerten der mittleren Tagesabflüsse (MQ) der gleichen Zeitreihe verglichen unter Berücksichtigung der vorliegenden Informationen zu Entnahmen und Einleitungen (Abbildung 8-11). Für 26 Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 30 %. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine befriedigende Übereinstimmung dar.

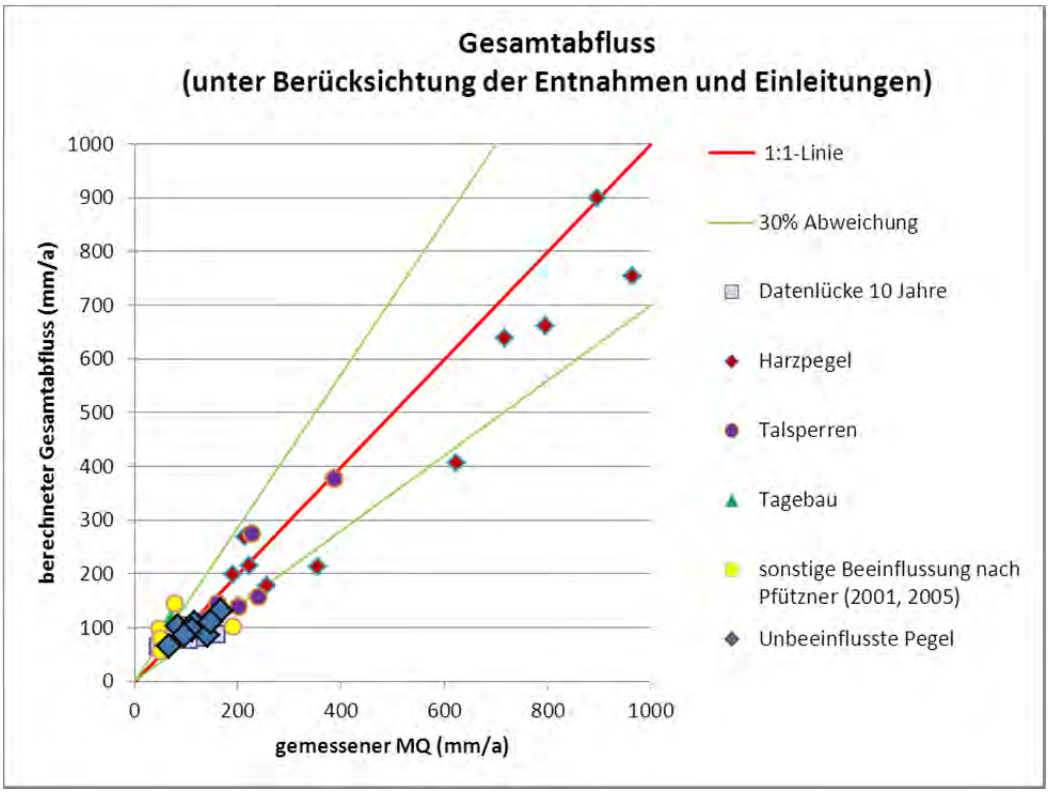


Abbildung 8-11: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000)

Bei 15 pegelbezogenen Einzugsgebieten werden die berechneten Gesamtabflusshöhen jedoch um mehr als 30 % über- bzw. unterschätzt.

Eine Überschätzung liegt bei folgenden sechs Pegeln vor:

- Rippach: dieser Pegel ist eventuell vom Tagebau Profen beeinflusst.
- Zappendorf: dieser Pegel ist eventuell vom Tagebau Tagebau Amsdorf beeinflusst.
- Unterrißdorf: Teile des im Gebiet gebildeten Abflusses versinken karstbedingt (Pfützner, 2001), Stollensysteme wirken zudem wie Dränagen und vermindern den am Pegel gemessenen Gebietsabfluss. Grundwasserüberleitungen aus dem Salzagebiet können den Pegelabfluss zusätzlich erhöhen (Pfützner et al., 2001). Pfützner & Klöcking (2005) weisen darüber hinaus auf Beeinflussungen des Abflussesdurch Bergbau im Roblinger Revier hin.).
- Stedten: Hier kommt es zu unterschiedlichen Abflussminderungen zwischen Querfurt und Schraplau (Pfützner & Klöcking, 2005).
- Baalberge: die Datenbelegung dieses Pegels für die Zeitreihe 1971-2000 liegt bei <90%.
- Derenburg (Hellbach): dieser Pegel weist auch bei Pfützner et al., (2001) nicht erklärbare Abweichungen von 38 % auf; mögliche Ursache sind Fehler in den Abflussmessungen (Pfützner et al., 2001).

Eine Unterschätzung der beobachteten Abflüsse liegt bei den folgenden Pegeln vor:

- Wippra, Mansfeld-Leimbach: hier konnte eine Beeinflussung durch die Talsperre nachgewiesen werden.
- Trautenstein, Silberhütte, Meisdorf. Hierbei handelt es sich um Harzpegel.

- Dannigkow: Für diesen Pegel haben die Recherchen keine mögliche Ursache für die Abweichung ergeben.
- Dobbrun, Gardelegen: Bei diesen Pegeln lag die Datenbelegung der Zeitreihe 1971-2000 bei <90%.
- Groß-Gischau: hierbei handelt es sich um Grundwasserstaugebiete, die zum Aufstieg (Entlastung) des von den oberirdischen abflusslosen Hochflächen des Flämings gebildeten Grundwassers in Oberflächennähe führen, wodurch sich der Abfluss am Pegel um eine Wassermenge erhöht, die nicht im pegelbezogenen Einzugsgebiet gebildet hat. Folglich wird dort der Abfluss „zu niedrig" simuliert (Pfützner, 2005, S. 28).

Bis auf den Pegel Dannigkow konnten damit für alle alle Pegel mit Abweichungen über 30% mögliche Besonderheiten aufgezeigt werden, die von wasserwirtschaftlichen Eingriffen über bergbauliche Beeinträchtigungen bis zu nicht ausreichenden Zeitreihenbelegungen reichen. **Die festgestellten Abweichungen von der 1:1 Linie von über 30% bedeuten daher nicht zwangsweise, das das GROWA-Modell die natürlichen hydrologischen Verhältnisse in den entsprechenden Einzugsgebieten unzureichend nachbildet.**

8.8.3 Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen

Da sich Unschärfen in der Wasserhaushaltsmodellierung auf die Bedeutung einzelner Eintragspfade bzw. bei der weiteren Modellierung im Hinblick die N- und P-Einträge in die Vorfluter auswirken, stellen die berechneten Anteile der Grundwasserneubildung bzw. der Anteile aus Dränagen und über den natürlichen Zwischenabfluss eine bedeutsame Größe dar. Der Validitätsüberprüfung der ermittelten Grundwasserneubildungshöhen (und damit indirekt auch der Abflussanteile Dränagen und natürlicher Zwischenabfluss) wurde deshalb besondere Aufmerksamkeit geschenkt.

Bei der Validierung der Grundwasserneubildung ist zunächst zu beachten, dass sich die Streubeträge von Fehlern zweier Teilmodelle (Gesamtabflusses, Separation der Abflusskomponenten) überlagern. Die Anpassung der Grundwasserneubildungshöhe an die gemessenen MoMNQ-Werte fällt deshalb immer etwas geringer aus, als die Anpassung der Gesamtabflusshöhen an die MQ-Werte. Pegel, bei denen bereits der Gesamtabfluss in der Größenordnung um 30% vom beobachteten MQ-Wert abweicht, weisen dadurch bei den MoMNQ-Werten Abweichungen in der Regel ebenfalls Abweichungen von mehr als 30% auf. Diese Situation betrifft die Pegel Wippra, Mansfeld-Leimbach, Trautenstein, Silberhütte, Meisdorf, Dannigkow, Dobbrun, Gardelegen und Groß-Gischau sowie Rippach, Zappendorf, Unterrißdorf, Stedten, Baalberge und Derenburg (Hellbach).

Diese pegelbezogenen Einzugsgebiete wurden folglich bei der Validierung der Grundwasserneubildungshöhen nicht weiter berücksichtigt. In der Abbildung 8-12 wurden diese Pegel gesondert ausgewiesen.

In Sachsen-Anhalt kommt hinzu, dass die Grundwasserneubildungshöhen in vielen Regionen unter 50 mm/a liegen. Schon eine geringe Abweichung zum langjährigen MoMNQ-Wert reicht also aus, um für den berechneten Wert eine Abweichung von mehr als 30% auszuweisen. Bei einem gemessenen MoMNQ-Wert von 50 mm/a wird die 30%-Linie für das betreffende Einzugsgebiet schon bei berechneten mittlere langjährigen Grundwasserneubildungshöhen von 35 mm/a bzw. 65 mm/a überschritten. In der Wasserhaushaltsmodellierung ist eine Unter-/Überschätzung eines Messwertes von 15 mm/a im Allgemeinen jedoch eine gute Übereinstimmung.

Auf die Vielzahl natürlicher und anthropogener Einflussfaktoren auf den Wasserhaushalt wurde bereits im Zusammenhang mit der Validierung der Gesamtabflusshöhen hingewiesen (siehe oben). Ebenfalls die über die MoMNQ-Werte definierte Grundwasserneubildung entspricht in einem bestimmten Teileinzugsgebiet daher häufig nur im Idealfall dem Grundwas-

serabfluss aus dem betreffenden Teileinzugsgebiet, also der Wassermenge, die als Quellschüttung bzw. als Basisabfluss den Vorfluter speist. Bei den sehr kleinen für Sachsen-Anhalt berechneten/modellierten Grundwasserneubildungsraten (<50mm/a) ist eine Analyse der genauen Ursachen für Abweichungen zwischen Modellergebnissen und Messwerten daher generell nur sehr eingeschränkt möglich.

Für den Harz wurden bei der Modellierung Grundwasserneubildungsraten von 200mm/a und mehr ausgewiesen werden, obwohl der Harz grundsätzlich eine Region ohne ergiebige Grundwasservorkommen darstellt. Ursache hierfür ist, dass bei der in Kapitel 3 beschriebenen Kalibrierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen an beobachtete monatlichen Niedrigabflüssen (MoMNQ) die BFI-Werte für jeden grundwasserabflussrelevanten Standortparameter in einer Weise angepasst werden, dass deren Zusammenspiel in einer GROWA-Anwendung im gesamten Untersuchungsgebiet zu modellierten Grundwasserneubildungshöhen führt, die im Mittel aller Teileinzugsgebiete so gut wie möglich mit beobachteten monatlichen Niedrigabflüssen (MoMNQ) übereinstimmen (Bogena *et al.*, 2005).

Für den Harz würde sich die beste Anpassung an die MoMNQ-Werte der pegelbezogenen Einzugsgebiete bei BFI-Werten von 0,6 und mehr realisieren lassen. Dies würde insbesondere in den Kammlagen des Harzes zu Grundwasserneubildungsraten von 300 mm/a und mehr führen. Grundwasserneubildungshöhen in dieser Größenordnung können jedoch bei den meisten im Harz anstehenden Gesteinseinheiten, z.B. bei den Graniten und paläozoischen Schiefergesteinen etc., nicht erwartet werden (außer evtl. im Bereich großer Störungssysteme).

Die rechentechnisch einfach durchzuführende Anpassung der BFI-Werte des Harzes an die beobachteten MoMNQ-Werte würde damit zu unrealistischen, weil viel zu hohen, Grundwasserneubildungsraten führen.

Als Ursachen für die hohen MoMNQ-Werte kommen eine Reihe von Möglichkeiten in Frage:

- Die hohen und gleichmäßig über das Jahr verteilten Niederschläge im Harz können dazu führen, dass es äußerst selten nur zu Niedrigwasserabflüssen im Flusslauf kommt, die ausschließlich vom Grundwasserabfluss aus den Aquiferen gespeist werden. Stattdessen weisen die an den Pegeln beobachteten MoMNQ-Werte immer Abflussanteile auf, die dem natürlichen Zwischenabfluss zuzurechnen sind.
- In durch Talsperren beeinflussten Einzugsgebieten liegen die beobachteten MoMNQ-Werte in der Regel höher als die berechneten Grundwasserneubildungshöhen, da durch die Talsperrenbewirtschaftung das natürliche Abflussregime erheblich reguliert wird. Eine gesicherte Ableitung der MoMNQ-Werte aus talsperrenbeeinflussten Pegeln ist damit nicht möglich.
- Lokale geologische Bedingungen können das Abflussregime überprägen. Klüftige, mit Moorerden gefüllte Granite stellen im Harz einen dynamisch wirkenden Grundwasserspeicher darstellen (Hinweis Dr. Feldhaus). Im sonst definierten Sinne (siehe Kapitel 2) ist dadurch keine Grundwasserneubildung berechenbar.
- Unzulänglichkeiten in den zur Verfügung stehenden Datengrundlagen, z.B. den Niederschlagsdaten (Hinweis Frau Halbing), können eine weitere Fehlerquelle darstellen.

Die Grundwasserneubildung und der resultierende Grundwasserabfluss können daher insbesondere in den von Zuflüssen aus dem Harz beeinflussten Pegeln von den beobachteten MoMNQ-Werten abweichen ohne dass dies auf modellbedingte Fehler zurückzuführen ist.

Zusätzlich zu den bereits bei der Validierung des Gesamtabflusses ausgewiesenen Beeinflussungen der Abflusspegel wurden bei der Validierung der Grundwasserneubildung außerdem die 15 Pegel mit einer Abweichung von über 30 % des modellierten zum gemessenen Gesamtabfluss gesondert gekennzeichnet.

Bei 21 pegelbezogenen Einzugsgebieten wurden die berechneten Grundwasserneubildungshöhen um mehr als 30 % über- bzw. unterschätzt.

Eine Überschätzung der Grundwasserneubildung liegt bei folgenden vier Pegeln vor:

- Rippach, Derenburg (Hellbach): Diese Pegel weisen bereits eine über 30%ige Überschätzung beim Gesamtabfluss auf.
- Minsleben: Hierbei handelt es sich um einen Harzpegel.
- Wolmirstedt.

Mit dem GROWA-Modell wurden die beobachteten Abflüsse bei folgenden Pegeln unterschätzt:

- Ilsenburg, Wickerode, Elend, Hanneckenbruch, Steinerne Renne: Hierbei handelt es sich um Harzpegel.
- Friedeburg: Stollensysteme wirken hier wie Dränagen und vermindern den am Pegel gemessenen Gebietsabfluss (Pfützner et al., 2001).
- Hadmersleben, Mahndorf, Wernigerode: Diese Pegel weisen eine Beeinflussung durch Talsperren auf.
- Silberhütte, Meisdorf, Dannigkow, Dobbrun, Gardelegen, Goldbeck, Groß-Gischau: Diese Pegel weisen bereits einen über 30%ige Unterschätzung beim Gesamtabfluss auf.
- Salzwedel

Bis auf die Pegel Wolmirstedt und Salzwedel weisen alle Pegel mit Abweichungen über 30 % Besonderheiten auf. In erster Linie sind hier die durch die Methodik fortgepflanzten Fehler in der Modellierung des Gesamtabflusses hervorzuheben.

Die folgende Abbildung 8-12 zeigt die Validierung der Grundwasserneubildungshöhen aufgeschlüsselt nach den entsprechenden Beeinflussungen.

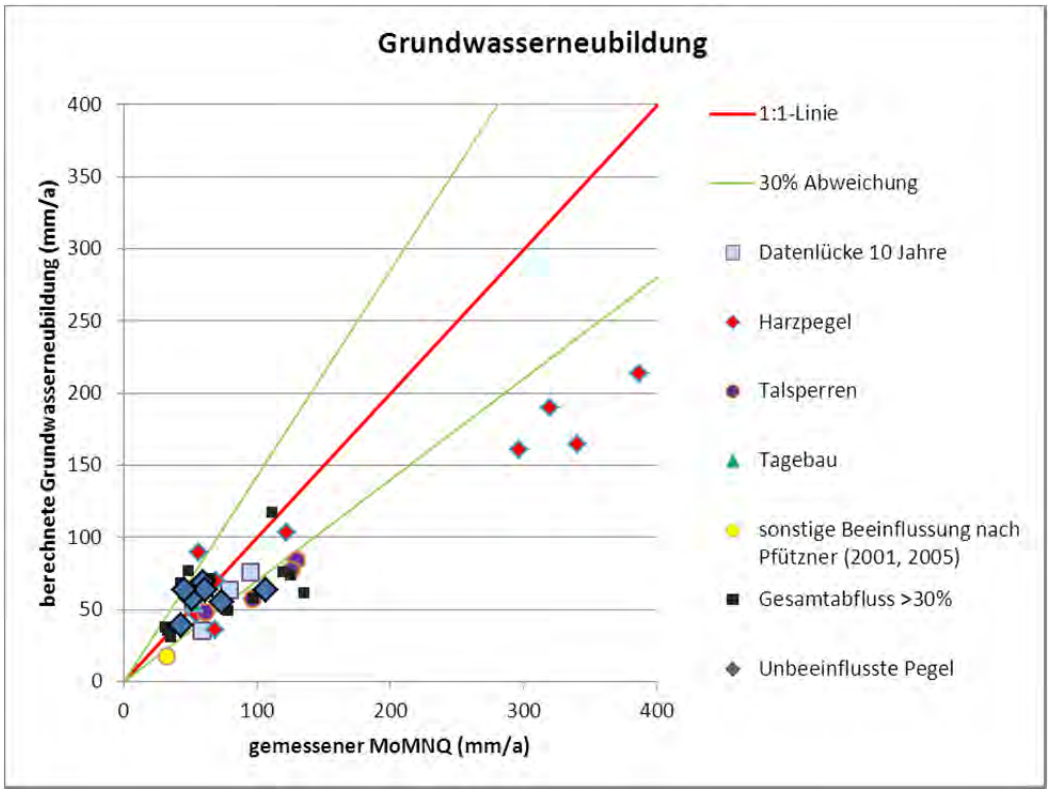


Abbildung 8-12: Validierung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000)

Aufgrund der vielen (oben diskutierten) Einschränkungen und der insgesamt geringen Anzahl an verwendbaren Pegeln ist der Vergleich der landesweit berechneten Grundwasserneubildungshöhen mit beobachteten MoMNQ-Werten in seiner räumlichen Repräsentativität eingeschränkt. Vor allem im Harzvorland sowie den südlichen Landesteilen mangelt es an Pegeln, die zur Validierung von Wasserhaushaltsmodellierungen geeignet sind.

Unabhängig von den Ergebnissen der hier vorgelegten Studie wird daher empfohlen, das Pegelmessnetz speziell in der Lockergesteinsregion Sachsen-Anhalts und im Harzvorland sowie den südlichen Landesteilen gezielt zu verdichten. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass es sich um anthropogen unbeeinflusste Einzugsgebiete handelt, oder aber um Einzugsgebiete, in denen die wasserwirtschaftlichen Eingriffe quantifizierbar sind.

8.8.4 Detailanalyse ausgewählter Pegel im LHW

Die 15 Pegel, an denen die modellierte Grundwasserneubildung im Vergleich zu den gemessenen Niedrigwasserabflüssen (MoMNQ-Werten) unterschätzt wurde, wurden einer gesonderten Analyse unterzogen, um Gründe für diese Unterschätzung aufzuzeigen. Für neun dieser Pegel (Ilsenburg, Hadmersleben, Elend, Hanneckenbruch, Steinerne Renne, Mahndorf, Wernigerode, Gardelegen, Goldbeck) konnte bereits eine Erklärung für die mangelnde Übereinstimmung gefunden werden. Die Gründe wurden bereits im vorangegangenen Teil erläutert.

Für die sechs Pegel, bei denen die Unterschätzung des MoMNQ – Wertes nicht auf Anhieb erklärt werden konnte, wurde von Seiten des LHW eine Detailanalyse durchgeführt. Es handelt sich dabei um die Pegel (Dannigkow, Dobbrun, Salzwedel, Wickerode, Silberhütte,

Meisdorf), die bereits bei der Validierung des Gesamtabflusses deutliche Unterschätzungen aufwiesen.

In einem gesonderten Arbeitsschritt wurden im LHW die Gründe analysiert, warum die gemessenen Gesamtabflüsse an den entsprechenden Pegeln im Vergleich zu den modellierten Werten deutliche Abweichungen nach oben zeigten. Zur Ursachenfindung wurden u.a. folgende Fachunterlagen im LHW herangezogen:

- Hydrogeologische Kartenwerde M 1:400.000, 1:200.000
- Geologische Karten 1:25.000, 1:50.000
- Grundwasserkataster LSA

Weiterhin wurden die Ergebnisse vorliegender Niederschlags-Abfluss-Modellierungen betrachtet:

- Modellgestützte Regionalisierung der mittleren Abflussspenden der Oberflächenwasserkörper in LSA der Zeitreihe 1971 bis 2002 (BAH, 2006) (Quelle liegt FZJ nicht vor)
- Modellgestützte Ermittlung von Abflusskomponenten des Landes Sachsen-Anhalt für Wasserkörper des Landes Sachsen-Anhalt (BAH, 2007) (Quelle liegt FZJ nicht vor)
- Modellgestützte Untersuchungen zu den Abflussverhältnissen in Milde, Biese und Uchte (BAH, 2011) (Quelle liegt FZJ nicht vor)

Durch das Referat Hydrologie SG 5.2.1 erfolgte außerdem eine Überprüfung der entsprechenden Pegeldaten im Hinblick auf die Plausibilität der W/Q-Beziehungen und der Beobachtungsdaten der einzelnen Pegel sowie im Hinblick auf wasserwirtschaftliche Eingriffe (Umleitungen, Einleitungen, Entnahmen, etc.) und Inkonsistenzen in den Datengrundlagen der Pegeleinzugsgebiete.

Als generelles Ergebnis der Detailanalyse ist festzuhalten, dass für die genannten Pegel lediglich eine Untergliederung der oberirdischen jedoch nicht der unterirdischen Einzugsgebiete vorliegt. Gerade im Lockergestein können diese jedoch erheblich voneinander abweichen und ein Grund für die Differenzen in der Grundwasserneubildung sein. In besonderer Weise könnten hiervon die Pegel Dobbrun und Salzwedel betroffen sein.

Innerhalb des Einzugsgebiets des Pegels Wickerode treten Karsterscheinungen auf, die zu Oberflächenwasserverlusten führen. Entsprechende Defizite wurden durch Längsschnittabflussmessungen nachgewiesen, konnten aber nicht quantifiziert werden. Auch in früheren Wasserhaushaltsmodellierungen stellte sich dieser Pegel als problemaitsch heraus.

Für die Pegel Dannigkow, Silberhütte und Meisdorf konnten keine Erklärungen für die Abweichung der modellierten zu den gemessenen Abflüssen gefunden werden.

8.8.5 Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit Modellergebnissen aus der SLOWCOMP-Studie

Um zu untersuchen, ob und in welchem Ausmaß sich die GROWA-Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung von den Ergebnissen bereits vorliegender landesweiter Wasserhaushaltsmodellierungen unterscheiden, wurde in Vergleich mit den nach dem SLOWCOMP-Verfahren ermittelten Grundwasserneubildungshöhen (Schwarze, 2009) durchgeführt. Der in Abbildung 8-13 dargestellte Vergleich zeigt, dass es weder zu einer systematischen Überschätzung noch zu einer Unterschätzung kommt. Die GROWA-Ergebnisse und die Ergebnisse aus der SLOWCOMP-Studie liefern also bei der Grundwasserneubildung vergleichbare Ergebnisse. Es wird deutlich, dass v. a. bei den Harzpegeln größere Unterschiede zwischen den Ergebnissen der beiden Studien vorliegen. Dies ist v. a. auf die oben diskutierte maximal mögliche Grundwasserneubildung im Harz zurückzuführen. Ansonsten liegen die modellierten Grundwasserneubildungen in vergleichbarer Höhe.

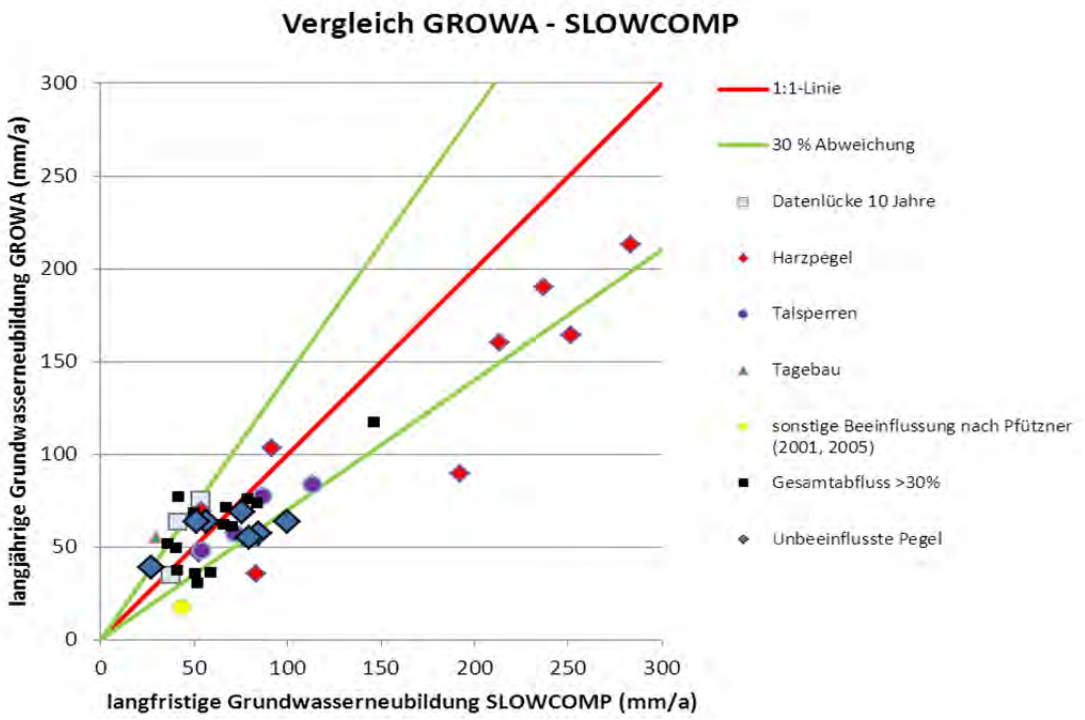


Abbildung 8-13: Vergleich der GROWA-Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung für Sachsen-Anhalt mit den SLOWCOMP-Modellergebnissen (Schwarze, 2009).

8.8.6 Fazit der Validierung:

- Von insgesamt 65 zur Verfügung stehenden Pegeln konnten 41 für die Validierung verwendet werden.
- Von den 41 Pegeln zeigten 26 Pegel bei der Validierung der Gesamtabflüsse am MQ-Wert eine Abweichung von weniger als 30%, was als hinreichend gute Übereinstimmung interpretiert werden kann.
- Für 14 Pegel ließ sich eine plausible Erklärung für die Abweichung der Gesamtabflüsse vom MQ-Wert finden.
- Lediglich für einen Pegel konnte keine Erklärung für die Abweichung des Gesamtabflusses von mehr als 30 % gefunden werden.
- Von den 41 Pegeln zeigten 20 Pegel bei der Validierung der Grundwasserneubildung am MoMNQ-Wert eine Abweichung von weniger 30%.
- Für 18 Pegel ließ sich eine plausible Erklärung für die Abweichung der Grundwasserneubildung vom MoMNQ-Wert finden.
- Lediglich für zwei Pegel konnte keine Erklärung für die Abweichung der Grundwasserneubildung von mehr als 30% gefunden werden.
- Ein Vergleich mit Ergebnissen zur Grundwasserneubildung aus der SLOWCOMP-Studie zeigte, dass es durch GROWA weder zu einer systematischen Überschätzung noch zu einer Unterschätzung kommt.

Im Rahmen der zur Verfügung stehenden Datengrundlagen sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebietes stellen die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung eine hinreichend gute Grundlage für die weiteren Modellierungen zum Nährstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer dar.

9 Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen

9.1 Mittlere N-Überschüsse aus dem Modell STOFFBILANZ (2007-2009) und atmosphärische Stickstoffeinträge nach GAUGER

Die Stickstoffbilanz im Boden ist abhängig von anthropogen bedingten Nutzungseinflüssen sowie der Ausprägung der naturräumlichen Faktoren. Im einfachsten Sinne ergibt sie sich als das Resultat von Stickstoffeinträgen und -verlusten. Die mittlere Stickstoffbilanz (N-BILANZ) für die weitere Modellierung mittels GROWA-DENUZ-WEKU wurde im Auftrag der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau des Landes Sachsen-Anhalt mit dem Modell STOFFBILANZ durch INL GmbH und GALF bR ermittelt.

Im Modell werden neben den landwirtschaftlichen flächenbezogenen N-Bilanzen auch der organische und anorganische N-Pool (Umsatz- und Immobilisierungsprozesse) im Boden berücksichtigt, um eine Verbesserung der Abbildung von bewirtschaftungsbedingten Effekten zu erreichen. Die Vorteile dieser „erweiterten" Bilanz liegen insbesondere in der Tatsache, dass die An- oder Abreicherung von Stickstoff im Humus überschlägig abgebildet werden kann und zusätzlich Effekte von Bewirtschaftungsmaßnahmen (z.B. erhöhte N-Immobilisierung durch Zwischenfruchtanbau, Veränderungen im Viehbesatz, etc.) oder Folgen des Klimawandels (z.B. Erwärmung) umfassender berücksichtigt werden. In der Bilanz sind die aus Abbildung 9-1 ersichtlichen Bilanzglieder außer Denitrifikation (im DENUZ-Modell berücksichtigt) und atmosphärischer N-Deposition enthalten.

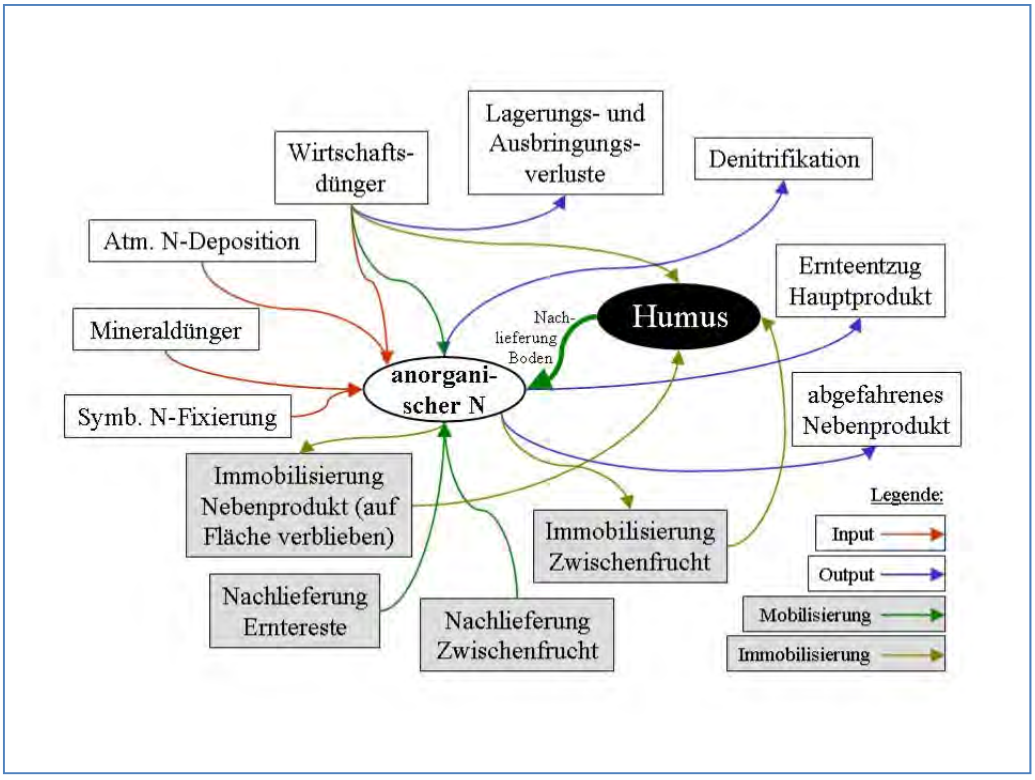


Abbildung 9-1 Fließschema zur Ableitung der N-Bilanz auf der Ackerfläche (nach Gebel et al., 2012)

Die mittleren N-Bilanzen wurden für landwirtschaftliche Vergleichsgebiete (LVG) sowie für die Hauptnutzungsarten Ackerland, Grünland und Wald im LVG für die Jahre 2007, 2008, 2009 und im dreijährigen Mittel berechnet und dem FZJ für die Modellierung in einem Modellraster (100 m x 100 m) übergeben. Die LVG stellen hinsichtlich Boden-, Klima- und Reliefverhältnissen homogene Landschaftseinheiten dar. Den Gebieten wird eine einheitliche Agrarstruktur unterstellt, so dass Anbaustruktur, Bodenbearbeitung, Düngung und Ertrag innerhalb der Gebiete als gleichverteilt betrachtet werden. Die landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzen wurden schrittweise für insgesamt 33 LVGs in Sachsen-Anhalt entsprechend der Flächenbilanz nach PARCOM-Richtlinie (Bruttobilanzierungsprinzip) erstellt. In einem ersten Schritt wurden dabei seitens der N-Zufuhr die symbiontische N-Fixierung, die N-Zufuhr über Saatgut, über organische und mineralische Dünger und über Klärschlamm berücksichtigt und dem N-Entzug des Erntegutes gegenübergestellt. Abbildung 9-2 zeigt die daraus resultierenden N-Überschüsse aus der Düngung für Ackerland und Grünland im Mittel der Jahre 2007 - 2009.

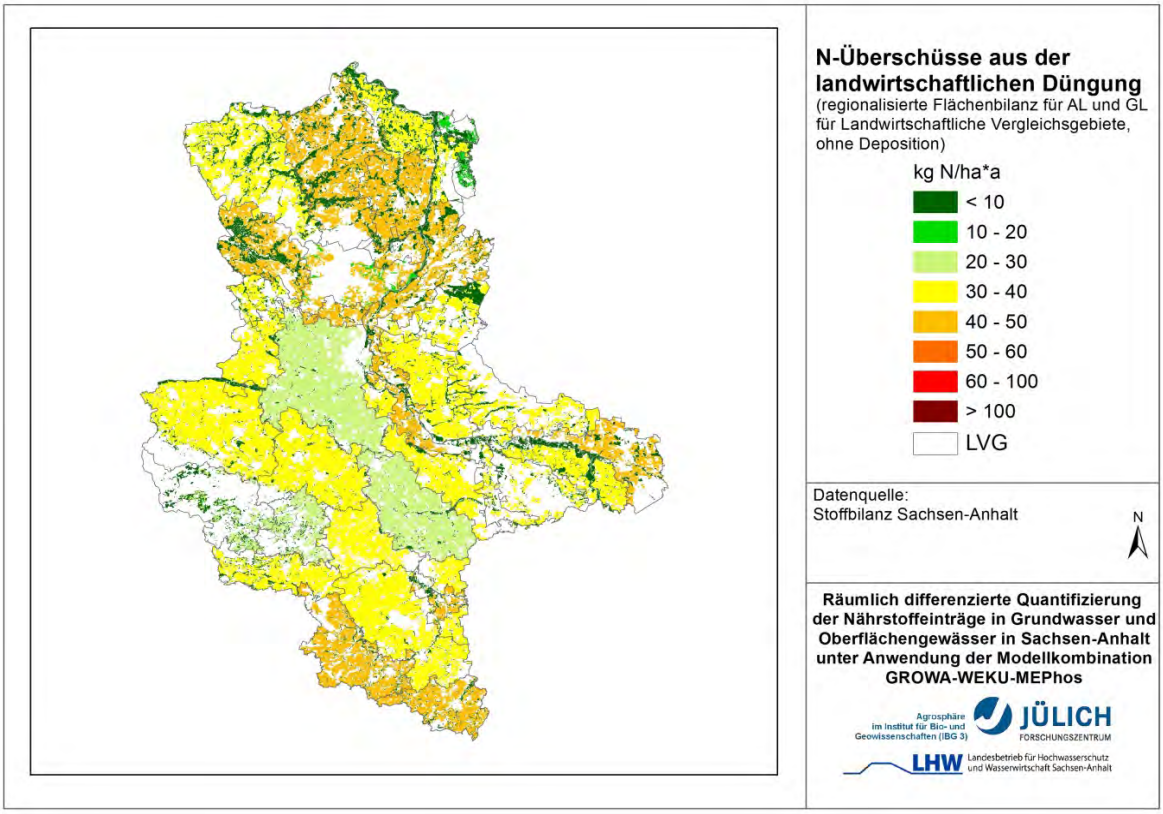


Abbildung 9-2: N-Überschüsse aus der Düngung (AL, GL) ohne Stoffumsatz im Boden und ohne atmosphärische Deposition als dreijähriges Mittel für 2007-2009

Geringe N-Überschüsse aus der Düngung von < 5 kg/(ha·a) wurden für Grünland ermittelt. Deutlich höhere N-Überschüsse resultieren aus Ackerlandnutzung. Dabei wurden die höchsten N-Überschüsse von > 45 kg/(ha·a) überwiegend in LVGs mit höherem Viehanteil, wie das südliche Lößhügelland, die sandbestimmten Heiden der südlichen Altmark und der nördliche Lößübergang, erfasst.

In einem zweiten Schritt wurden zusätzlich Umsatz- und Immobilisierungsprozesse im Boden berücksichtigt. Danach ergeben die sich in Abb. 9-3 dargestellten N-Überschüsse. Es ist zu erkennen, dass sich hier der Schwerpunkt der Hot-Spot-Regionen teilweise in andere LVGs verlagert. Hohe N-Überschüsse treten dabei vor allem in den LVGs Lößebene der

nördlichen Börde, Sandlößgürtel, Querfurter Platte und Hohenmölser Plateau sowie nördliches Harzvorland – Harzrandmulde auf.

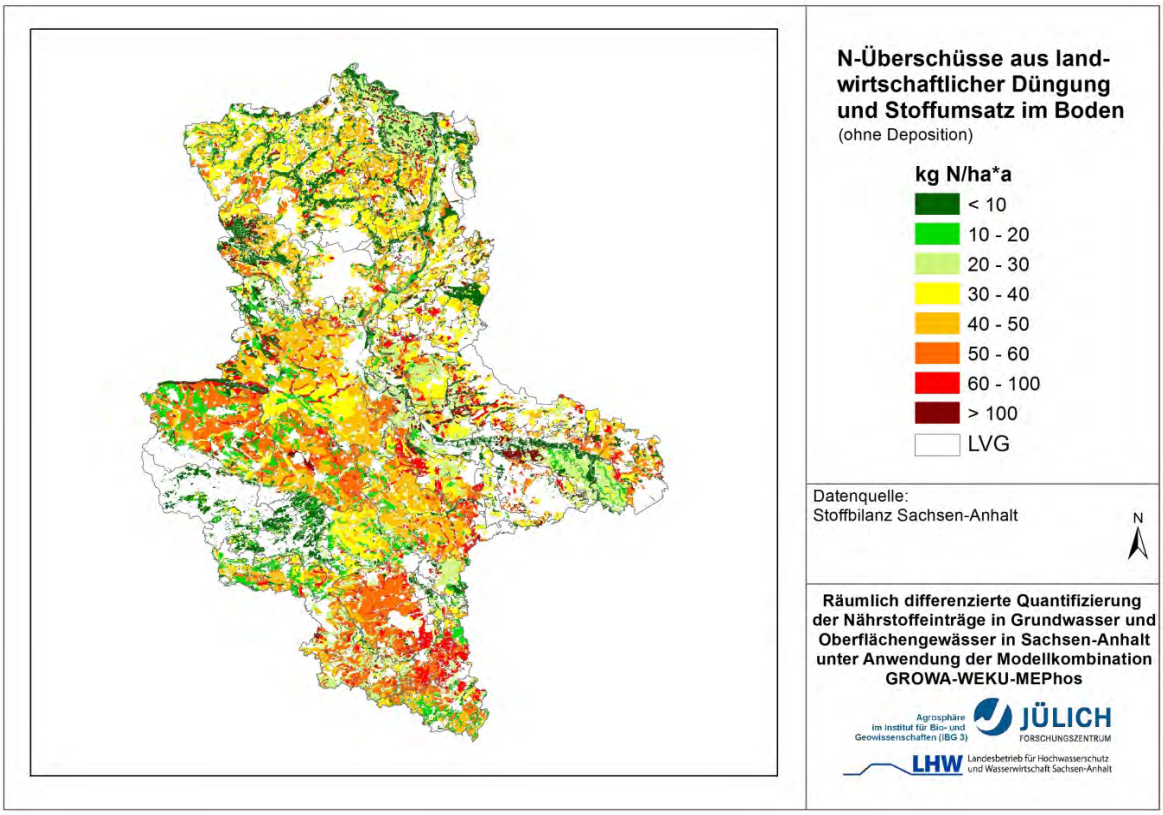


Abbildung 9-3: N-Überschüsse aus der Düngung (AL, GL) und Stoffumsatz im Boden als dreijähriges Mittel für 2007-2009, ohne atmosphärische Deposition

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition eine weitere diffuse Eintragsquelle dar. In bewaldeten Regionen ist die atmosphärische Deposition neben dem Stoffumsatz im Boden die wichtigste diffuse N-Quelle für Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer.

Abbildung 9-4 zeigt die regionale Verteilung der durch atmosphärische Deposition eingetragenen Stickstoffmengen für die Referenzperiode 1999-2007.

Vor allem im Harz und in größeren bewaldeten Regionen können atmosphärische N-Depositionen von mehr als 30 kg/(ha·a) auftreten. In Flachlandsregionen übersteigen die Werte dagegen selten 15 kg N/(ha·a). Gemittelt über die Landesfläche Sachsen-Anhalts liegt die atmosphärische Deposition bei ca. 17 kg N/(ha a), was einer Gesamtmenge von ca. 35600 t N/a entspricht.

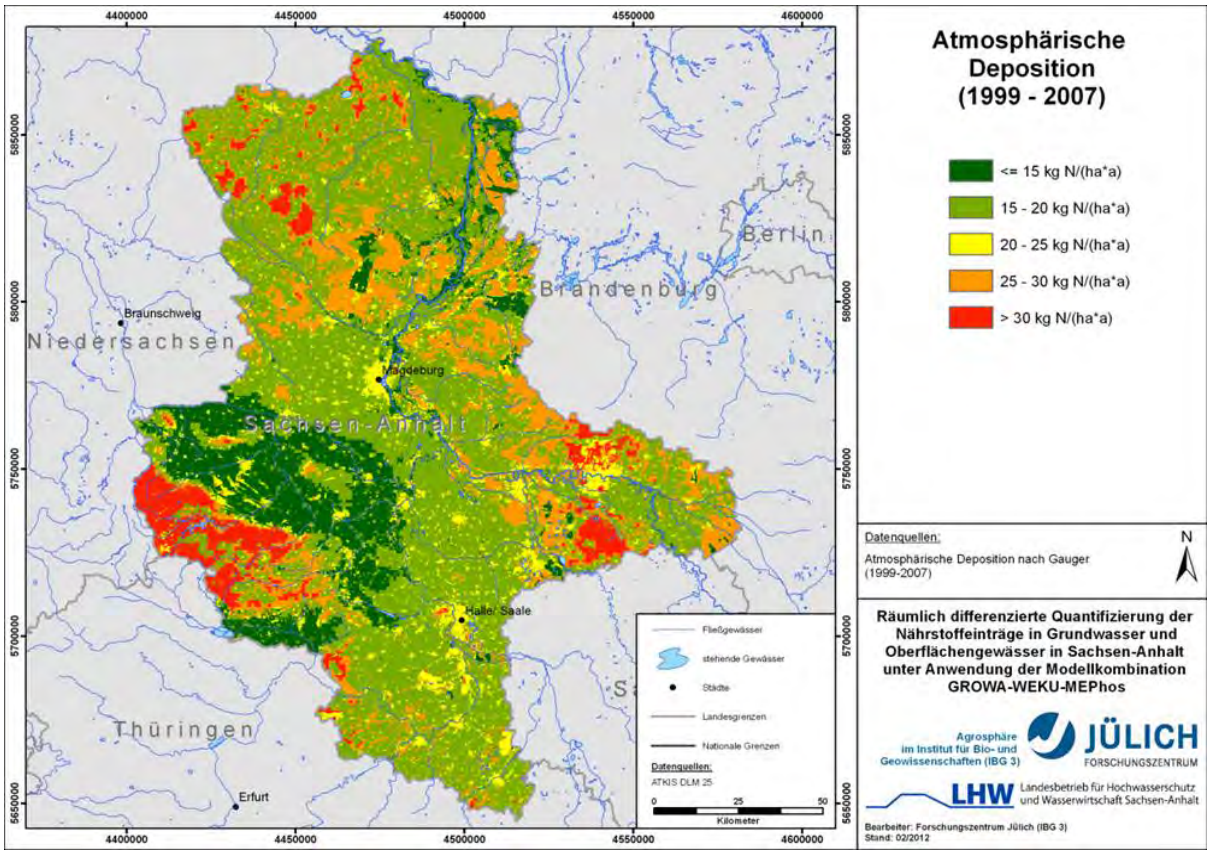


Abbildung 9-4: Atmosphärische N-Deposition

Abbildung 9-5 zeigt zusammenfassend die Summe der N-Überschüsse aus der Düngung, dem Stoffumsatz im Boden und der atmosphärischen Deposition für die drei Hauptnutzungsformen Ackerland, Grünland und Wald. Im Landesmittel liegen die N-Überschüsse bei ca. 43 kg N/ /ha*a). Deutlich heben sich der Harz und die Heidelandschaften heraus, die aufgrund ihres Waldbestands bzw. ihrer extensiven landwirtschaftlichen Nutzung relativ geringe N-Überschüsse im Boden unter 25 kg N/(ha·a) aufweisen. Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass dort vor allem die atmosphärische Deposition die N-Überschüsse im Boden bedingt. Intensiv ackerbaulich genutzte Regionen wie im Harzvorland weisen typischerweise N-Überschüsse im Boden oberhalb von 50 kg N/(ha·a) auf. 20 - 40 kg N(ha*a) sind dabei auf Deposition und Stoffumsatz zurückzuführen. N-Überschüsse im Boden oberhalb von 100 kg N/(ha·a) treten dagegen nur vereinzelt auf. Hierbei handelt es sich meist um ackerbaulich genutzte Niedermoorstandorte.

Für die restliche Landesfläche stellt die atmosphärische Deposition die Eintragsquelle in den Boden dar. Unter Einbeziehung dieser Flächen ergeben sich gemittelt über die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts N-Überschüsse im Boden von ca. 36 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 74500 t N/a entspricht. Abbildung 9-6 zeigt die Karte der N-Überschüsse im Boden für die gesamte Landesfläche als Eingangsgröße für die weitere Modellierung in GROWA-DENUZ-WEKU.

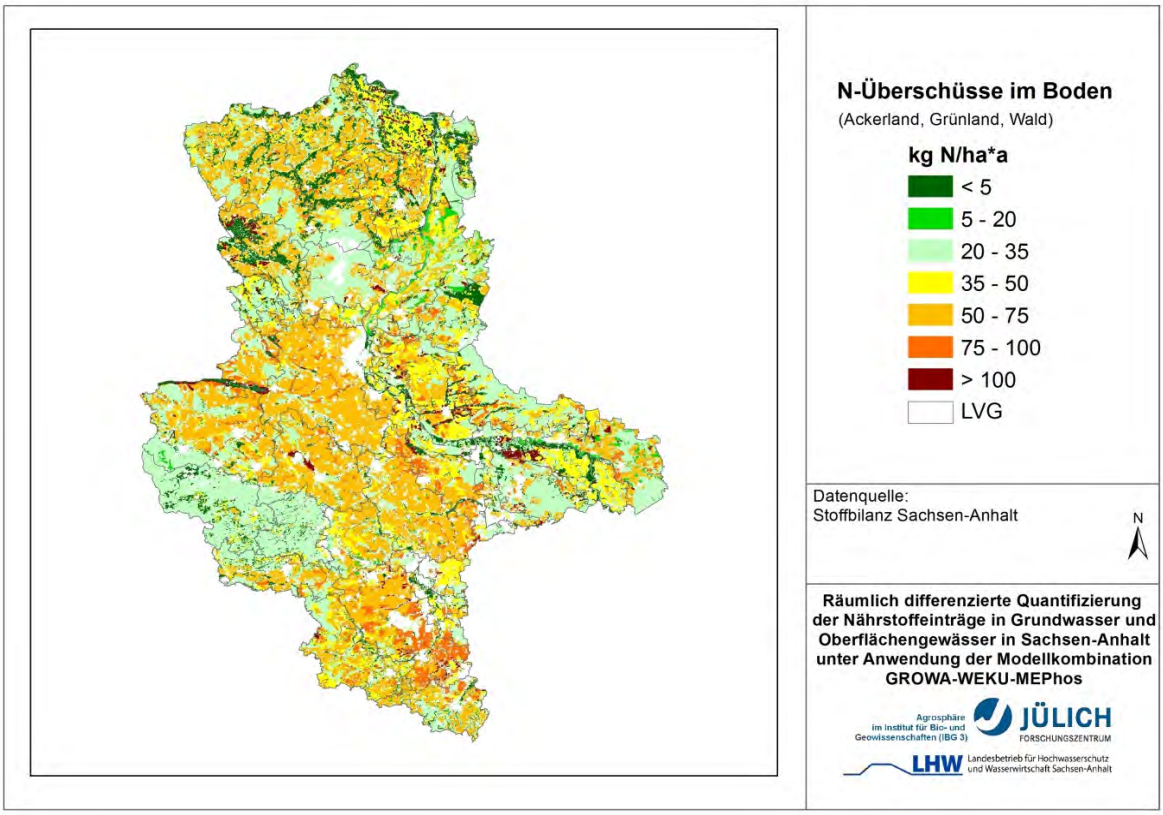


Abbildung 9-5: N-Überschüsse im Boden für Ackerland, Grünland und Wald

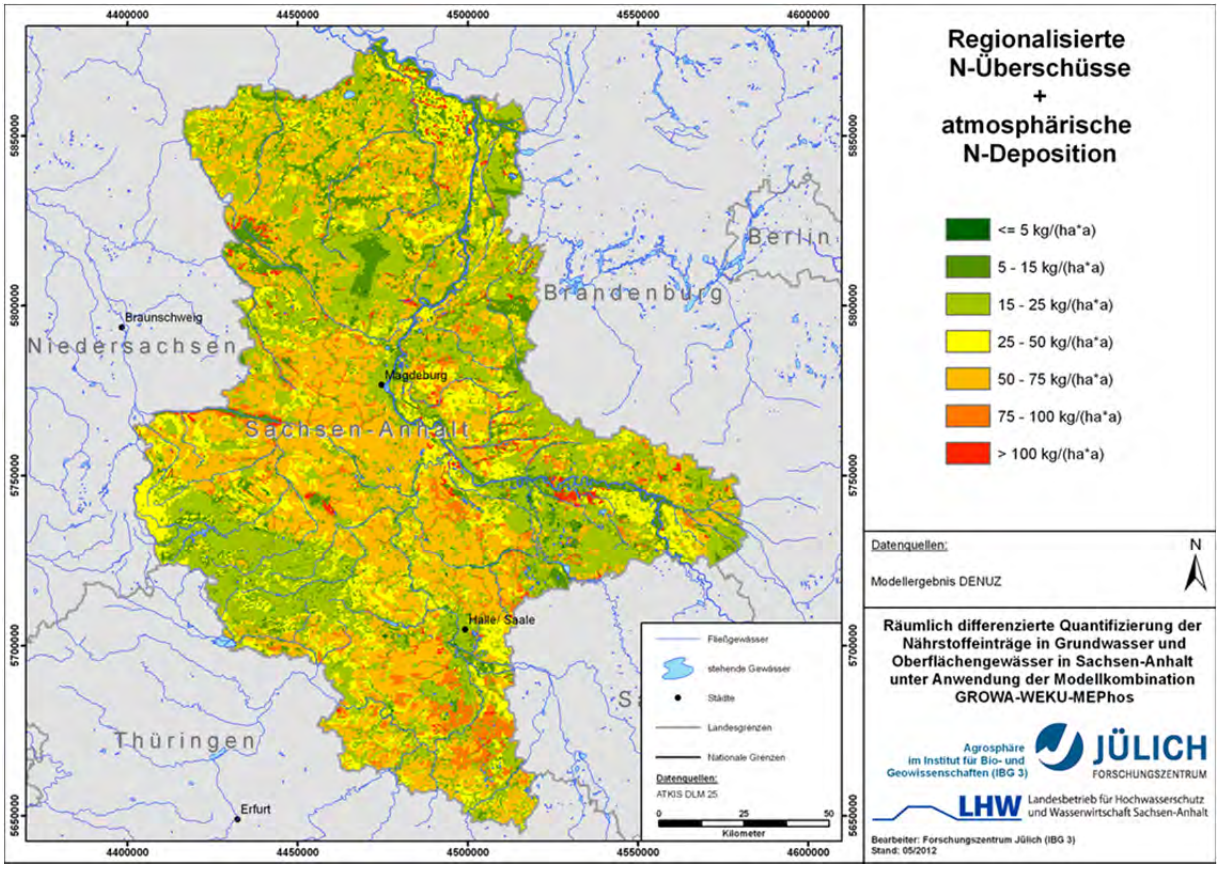


Abbildung 9-6: N-Überschüsse im Boden

9.2 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

9.2.1 Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelten Bodenzone

Wie in Kapitel 4.2 beschrieben, erfolgt die Ermittlung des Nitratabbaus im Boden mit dem DENUZ-Modell (Köhne und Wendland, 1992; Kunkel & Wendland, 2006), dem eine Michaelis-Menten-Kinetik zu Grunde liegt. Für die Differenzierung des Nitratabbauvermögens im Boden wurde auf Studien des Niedersächsischen Landesamtes für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG) sowie des Niedersächsischen Landesamtes für Bodenforschung (Wienhaus et al., 2008) zurückgegriffen, in denen Angaben zu Denitrifikationsraten für die Böden Niedersachsens basierend auf der Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen wurden. Dabei wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsraten unterschieden (vgl. Abbildung 9-7). Diese Klassifizierung wurde auf die in Sachsen-Anhalt vorkommenden Böden übertragen.

Abbildung 9-7 zeigt, dass schlechte Denitrifikationsbedingungen in den Podsolen (Lockergesteinsbereich) und Braunerden (Harz) auftreten, wohingegen in den Regionen, in denen lehmige Grund- und Endmoränen vorherrschen, mittlere Denitrifikationsbedingungen verbreitet sind. Gute bis sehr gute Denitrifikationsbedingungen weisen lediglich die Böden der Flussauen und die Böden der Moore auf.

Die in Tabelle 9-1 ausgewiesenen Nitratabbauraten nach Wienhaus et al. (2008) wurden für das mitteldeutsche Trockengebiet bei der Modellierung in der Weise modifiziert, dass bei trockenen oder nur zeitweise vernässten Boden weniger Nitratabbau zugelassen wird. Hierbei wurde von der Überlegung ausgegangen, dass durch die geringen Sickerwasserraten, und den entsprechend höheren Luftgehalt im Boden eine geringere Neigung zur Ausbildung sauerstofffreier Zonen vorherrscht. (siehe Tabelle 9-1)

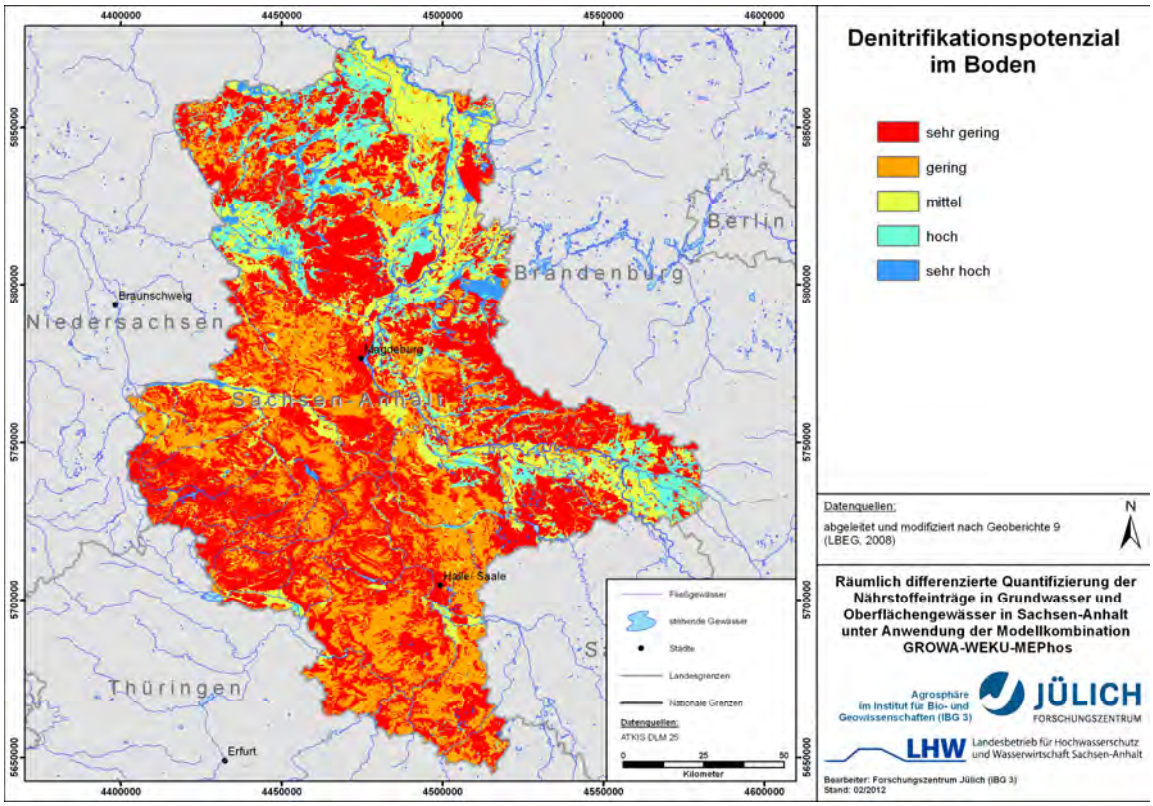


Abbildung 9-7: Denitrifikationsbedingungen im Boden

Tabelle 9-1: An das Mitteldeutsche Trockengebiet angepasste mittlere Denitrifikationsraten in der Wurzelzone von Böden

Denitrifikationsstufe der Leitböden	Mittlere Denitrifikationsraten in Sachsen – Anhalt in kg N/(ha·a)	Typische Denitrifikationsraten nach Wienhaus et al. (2008) in kg N/(ha·a)
Sehr gering (1)	9	<10
Gering (2)	13	10 - 30
Mittel (3)	30	30 - 50
Hoch (4)	63	50 - 150
Sehr hoch (5)	140	>150

9.2.2 Verweilzeit des Sickerwassers

Die im Boden denitrifizierten Stickstoffmengen, werden neben den Abbaubedingungen, insbesondere auch von der Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden beeinflusst. Letztere wurde nach dem in Kapitel 4.4 beschriebenen Verfahren unter Einbeziehung der Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (abgeleitet. Die berechnete Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist in Abbildung 9-8 dargestellt.

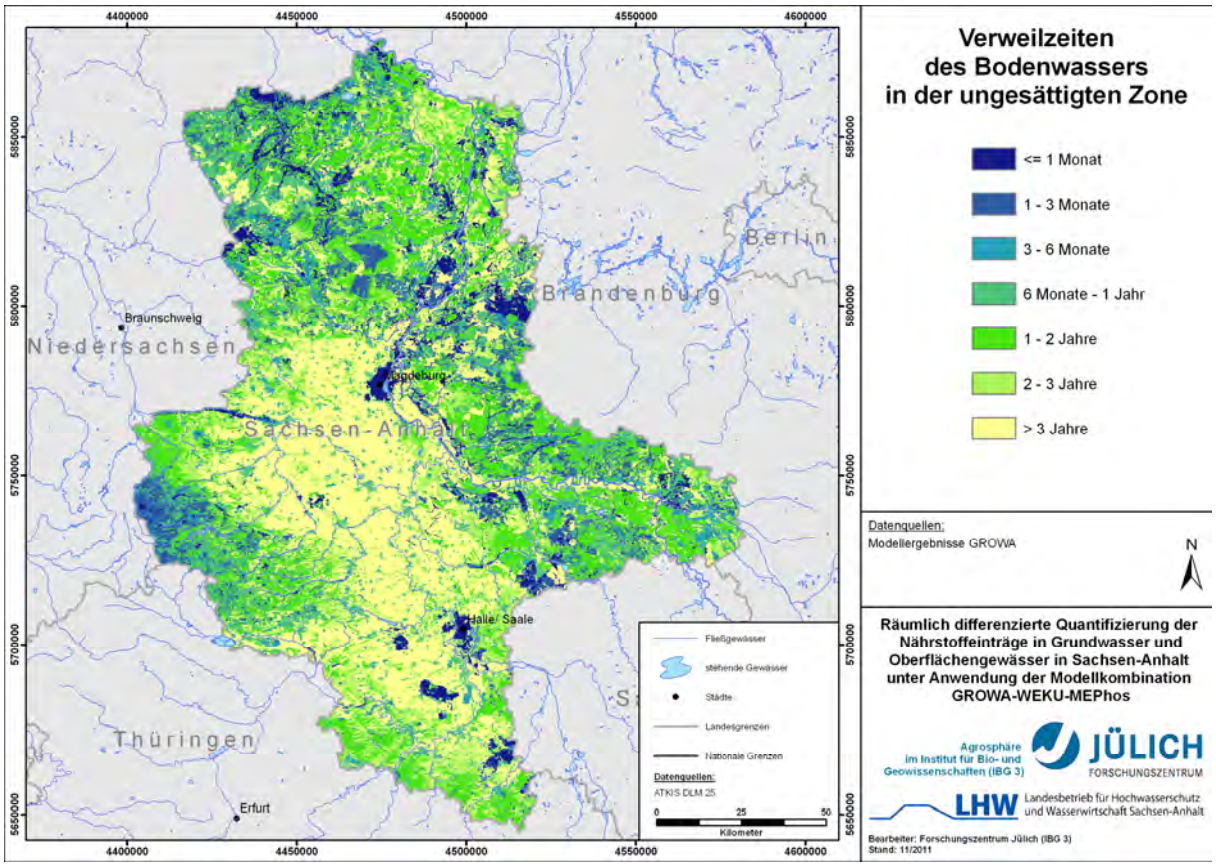


Abbildung 9-8: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden

Es zeigt sich, dass in vielen Böden der Lockergesteinsregion sowie im Harz Verweilzeiten im Boden von unter 1 Jahr auftreten können. Dort wird weniger als die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden (vgl. Tabelle 9-1) realisiert. Die Böden der Magdeburger Börde und im Lößgürtel weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von bis zu drei Jahren und mehr auf. Hier kommt es im Jahresgang aufgrund niedriger Sickerwasserhöhen und eines hohen Wasserspeichervermögens der Böden verbreitet zu einem unvollständigen Bodenwasseraustausch in der durchwurzelten Bodenzone. Die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden wird dadurch unter Umständen mehrfach erreicht, so dass die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden, die die durchwurzelte Bodenzone mit dem Sickerwasserstrom verlassen, entsprechend gering sein können.

9.2.3 Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden

Durch Kombination der Verweilzeit des Sickerwassers im Boden mit den Stickstoffüberschüssen im Boden und den Denitrifikationsbedingungen im Boden können die Denitrifikationsverluste im Boden berechnet werden. Dies wurde durch Anwendung des DENUZ-Modells realisiert. Das Ergebnis der Berechnung ist in Abbildung 9-9 in Form von N-Verlusten in Relation zum verlagerbaren N-Überschuss im Boden dargestellt.

Die Karte illustriert, dass die Denitrifikation im Boden zu einer nur geringen Reduzierung der N-Überschüsse im Boden in den Regionen führt, in denen geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden (vgl. Abbildung 9-8) auftreten. In der Regel sind dies die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem und bodenbedingtem N-Überschuss und atmosphärischer Deposition berechnet wurden, wie z.B. für den Harz und die Heidelandschaften. Dort führt die Dentrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von lediglich ca. 10 – 20 %. Dagegen führen in den Regionen Sachsen-

Anhalts mit hohen N-Überschüssen im Boden selbst ungünstige Denitrifikationsbedingungen im durchwurzelten Bodenbereich aufgrund der langen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden dazu, dass mehr als 70 % der ausgewiesenen N-Überschüsse im Boden denitrifiziert werden können.

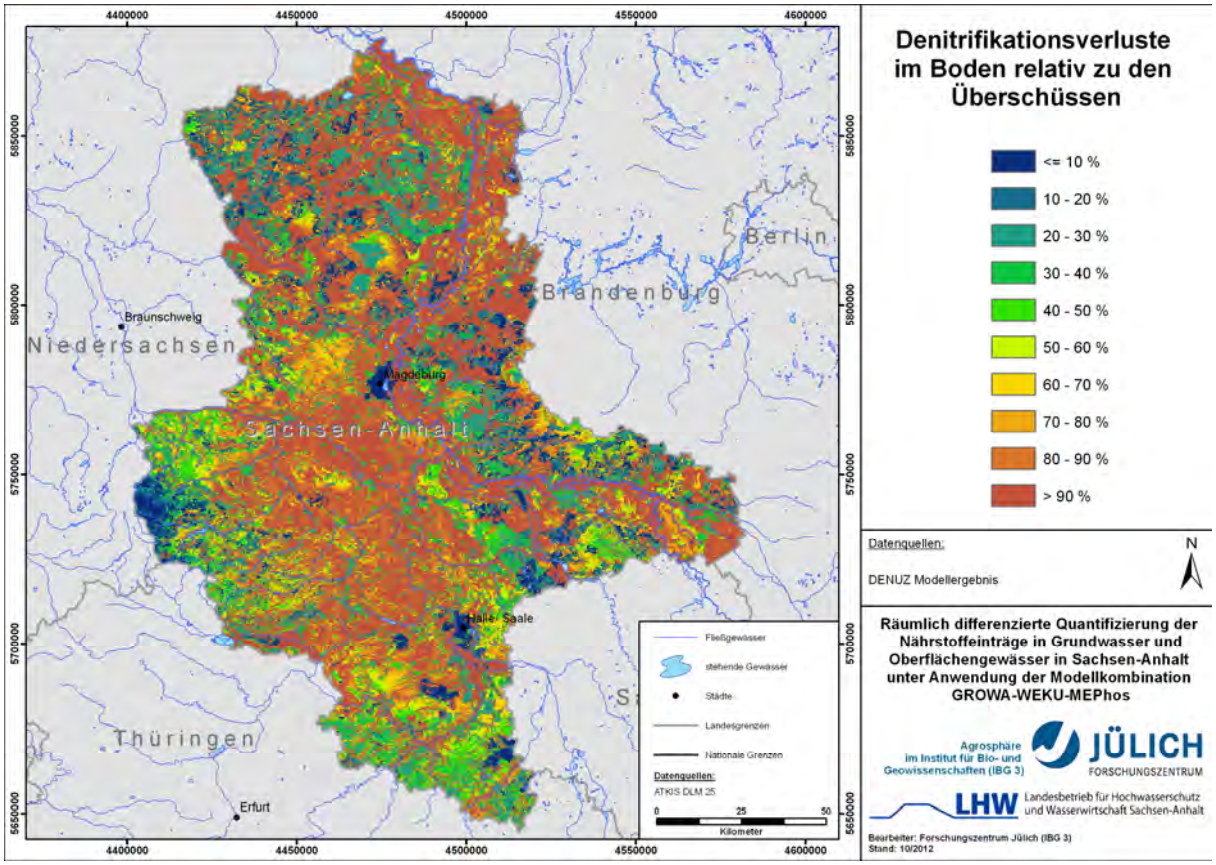


Abbildung 9-9: Denitrifikationsverluste im Boden relativ zum verlagerbaren N-Überschuss im Boden

Abbildung 9-10 zeigt den entsprechenden Nitrataustrag aus dem Boden. Im Vergleich zu der in Abbildung 9-5 dargestellten Gesamtsumme der verlagerbaren N-Überschüsse im Boden ergeben sich nun für viele Regionen Sachsen-Anhalts deutlich reduzierte N-Mengen, was die Bedeutung der Denitrifikationsprozesse im Boden hinsichtlich der umweltwirksamen N-Austräge aus dem Boden unterstreicht.

So liegt der mittlere Nitrat-Austrag im Boden auf Landesebene bei ca. 14 kg N/(ha·a). Vor allem in den landwirtschaftlich genutzten Bördelandschaften im Windschatten des Harzes werden die auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Mengen im Boden aufgrund der geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers erheblich reduziert. Dort, wo die höchsten N-Überschüsse im Boden in Sachsen-Anhalt auftreten, kehrt sich das Gesamtbild hierdurch um und die auswaschungsgefährdete und damit umweltrelevante Nitrat-N-Menge im Boden liegt bei häufig weniger als 10 kg N/(ha·a). In den Mittelgebirgen werden zwar meist weniger als 20 % des eingetragenen Stickstoffs im Boden denitrifiziert, jedoch ist dort die N-Überschusshöhe im Boden auch deutlich geringer, so dass auch dort die auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Mengen im Boden gering sind. Höhere auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Mengen im Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone treten dort auf, wo ungünstige Denitrifikationsbedingungen im Boden mit einer geringen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden und mittleren bis hohen N-Überschüssen im Boden zusammenfallen. Beispiele hierfür finden sich im nördlichen Harzvorland, im südlichen Lößhügelland sowie im Zebster Land. Die Gesamtsumme des N-Austrags aus dem Boden liegt bei ca. 28600 t N/a.

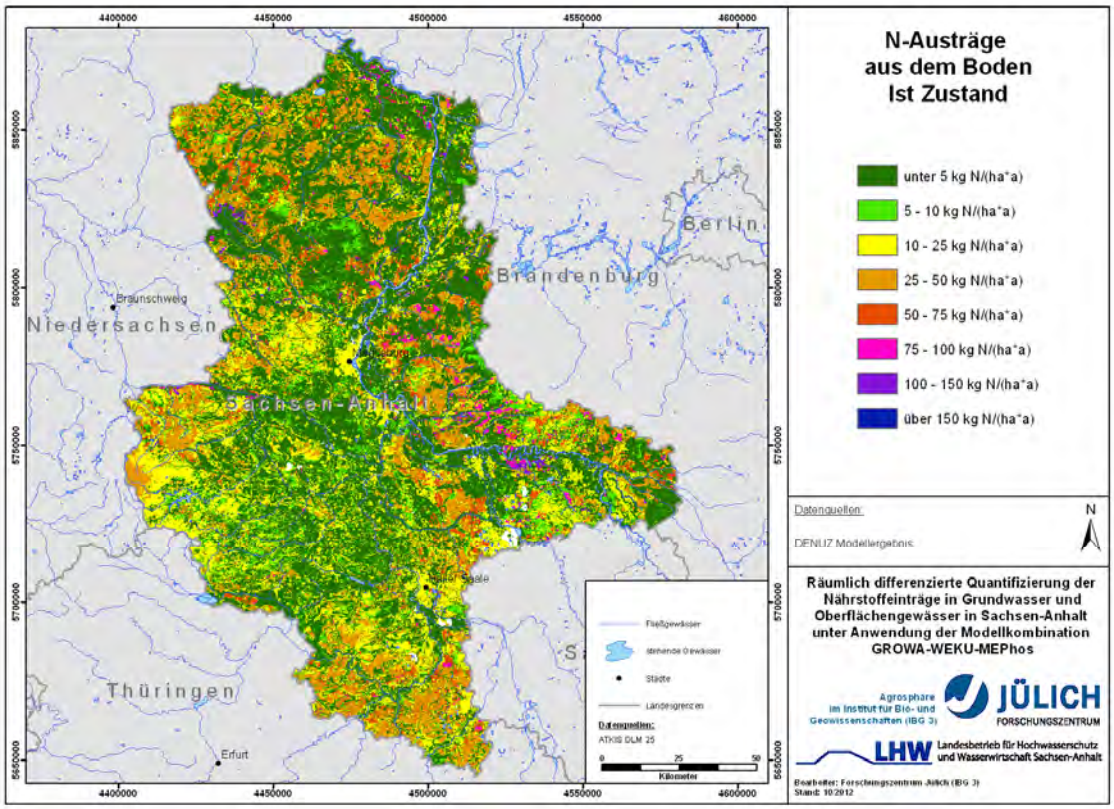


Abbildung 9-10: Auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge in der durchwurzelten Bodenzone

9.3 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden, entspricht die mittlere auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden unterhalb der durchwurzelten Bodenzone der Nitratmenge, die über die Komponenten des Abflusses ins Grundwasser bzw. die Oberflächengewässer eingetragen werden. Während der Eintrag von Nitrat ins Grundwasser immer an die Grundwasserneubildung (Abbildung 8-4) gebunden ist, erfolgt der Eintrag in die Oberflächengewässer über die Direktabflusskomponenten „Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen“ (Abbildung 8-6) und „natürlicher Zwischenabfluss“ (Abbildung 8-7) bzw. über den Grundwasserabfluss. Die Nitratmenge teilt sich dabei nach dem Verhältnis Direktabfluss/Grundwasserneubildung (Abbildung 8-8) auf die einzelnen Abflusskomponenten auf. Ein Teil gelangt über die Direktabflusskomponenten ohne weitere Denitrifikation in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung in den Aquifer. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitrateinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren (vgl. Kapitel 4.6). Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitrateintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

9.3.1 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen

Bei den für die Ausweisung der N- Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen zugrunde gelegten Gewässerflächen handelt es sich insgesamt um ca. 33000 ha. Zur Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen wurde dann nach Einzugsgebieten getrennt eine Verknüpfung mit den flächenhaft für das Bundesland vorliegenden N-Depositionswerten nach (Gauger *et al.*, 2008) (Abbildung 9-4) vorgenommen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen Sachsen-Anhalts ergibt sich dann ein Wert für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 550 t N/a.

9.3.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 9-11 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung. Da sich die zum N-Eintrag über Abschwemmung beitragenden Standorte durch eine Hangneigung über 2 % aufzeichnen und zudem einen hohen Lehmanteil im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen mit potenzieller Abschwemmungsgefährdung sowie deren Größe gering, so dass die Gesamtmenge des N-Eintrags in die Oberflächengewässer über die Abschwemmung bei < 20 t N/a liegt.

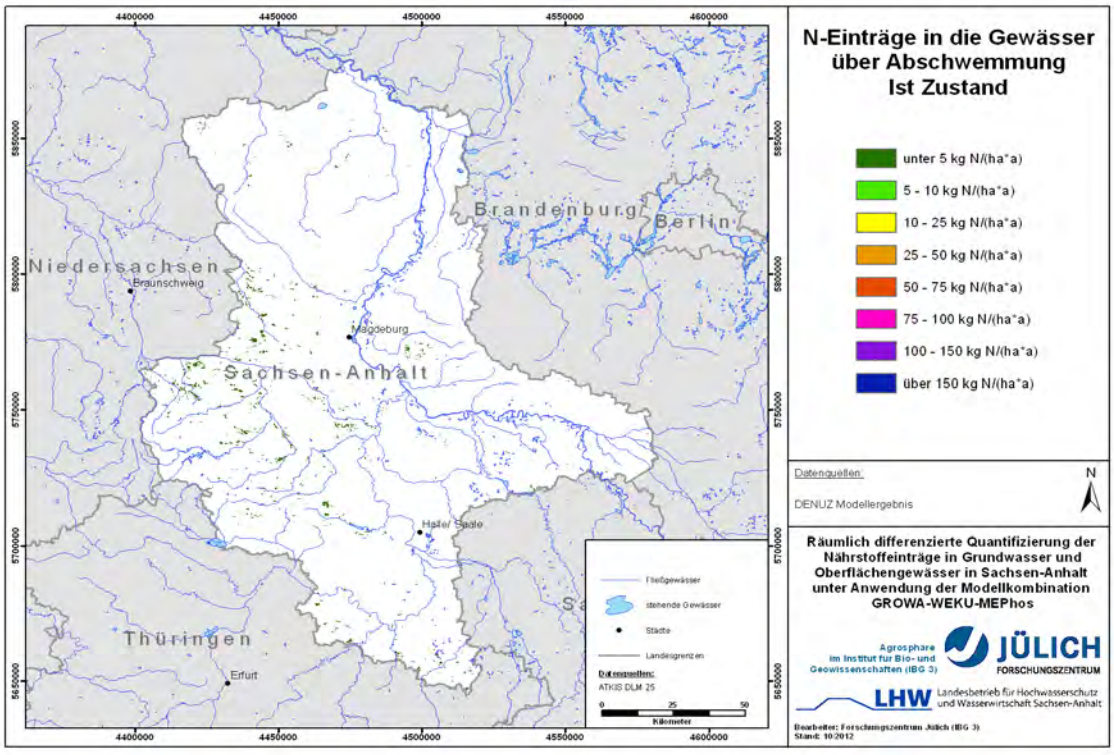


Abbildung 9-11: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

9.3.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Abbildung 9-12 zeigt die N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion. Da die zum N-Eintrag über Erosion beitragenden Standorte durch eine Hangneigung > 2% und zudem eine ackerbauliche Nutzung, keine Dränung und eine hydraulische Anbindung an Fließge-

wässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen, von denen ein Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer stattfinden kann, relativ gering.

Bei einem in Anlehnung an die Studie von Geoflux (2007) geschätzten mittleren N-Gehalt im Oberboden von 2000 mg/kg ergeben sich für Ackerflächen mit Gewässeranbindung sowie basierend auf dem in Abbildung 7-19 angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von ca. 300 t/a.

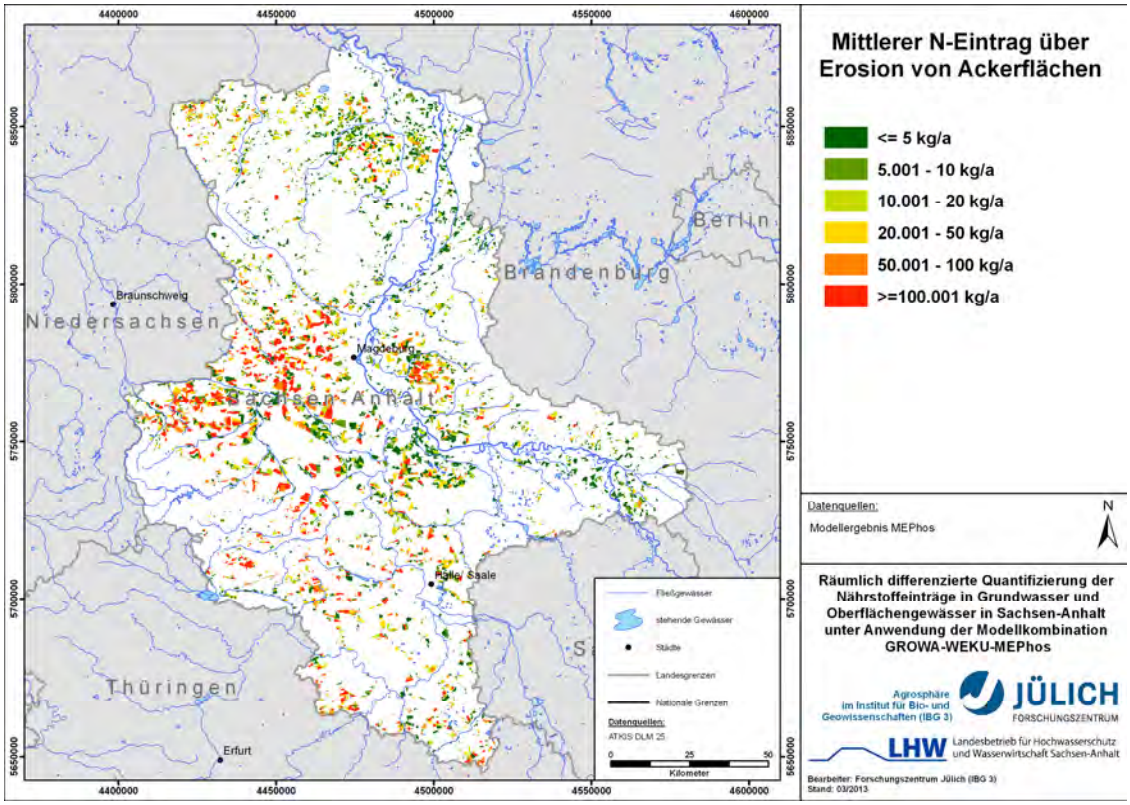


Abbildung 9-12: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

9.3.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen

In Abbildung 9-13 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus künstlichen Entwässerungssystemen dargestellt. Mit N-Einträgen von bis zu 25 kg N/(ha·a) heben sich hierbei landwirtschaftlich genutzte Pseudogleyböden und Gleyböden, wie sie z.B. in der östlichen Altmark und im Zerbster Land auftreten, ab. Zusätzlich müssen die Böden jedoch auch ein geringes Denitrifikationspotential aufweisen. Dort, wo in gedränten Niederungsregionen ein hohes Denitrifikationspotential im Boden auftritt, wie z.B. in der nördlichen und mittleren Elbtalaue, wird ein Großteil der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden abgebaut. Der N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus künstlichen Entwässerungssystemen spielt dort dementsprechend eine nur untergeordnete Rolle. Gemittelt über die gesamten gedränten Flächen in Sachsen-Anhalt liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerungssysteme bei ca. 17 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 5120 t N/a entspricht.

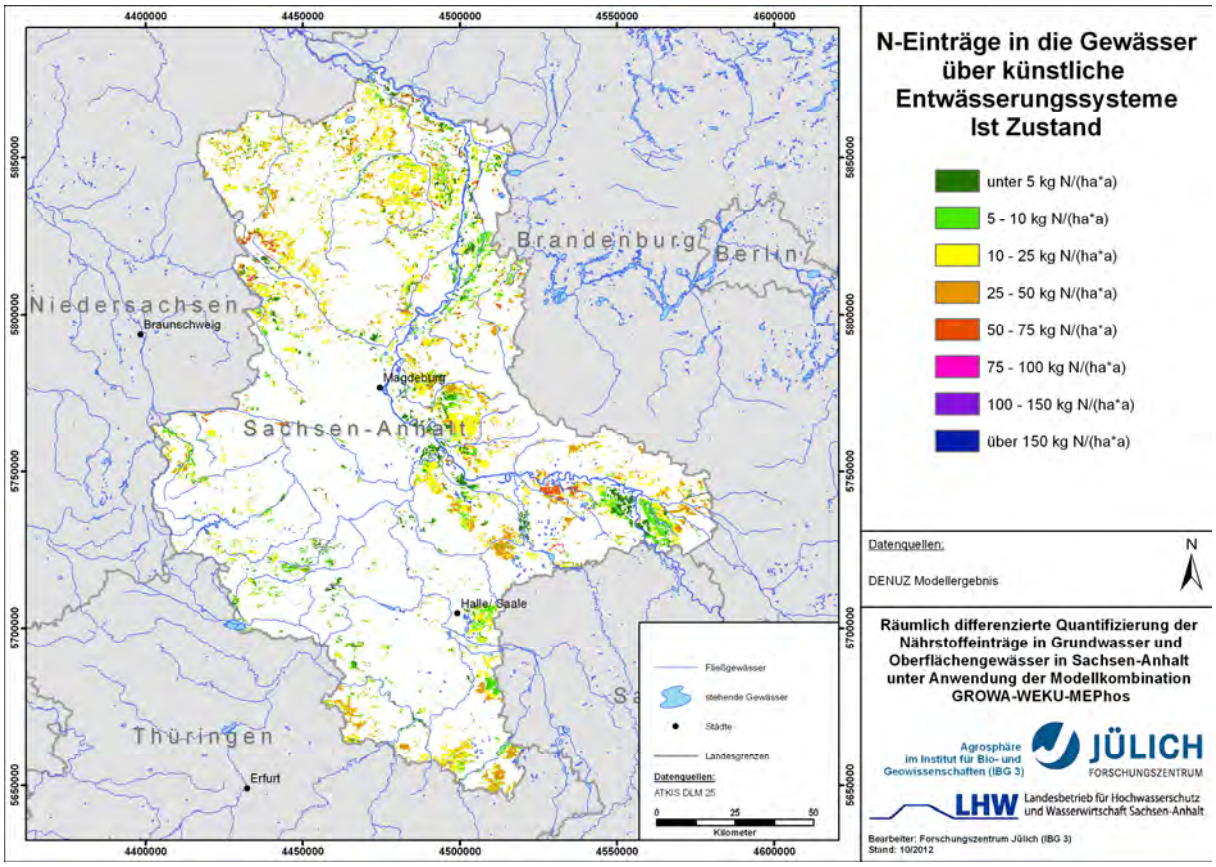


Abbildung 9-13: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen

Validitätsüberprüfung der Einträge über künstliche Entwässerung anhand von Dränabflüssen

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerung standen Daten zur Nitratkonzentration von September 2008 bis September 2009 von zwei verschiedenen Standorten in der Altmark und im Fläming zur Verfügung. Diese wurden mit der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser aus dem DENUZ verglichen.

Im Untersuchungsgebiet Altmark wurden in der Nähe des Ortes Lückstedt vier Dränauslässe beprobt. Dabei wurden zwei Messungen pro Monat vorgenommen. Das Untersuchungsgebiet setzt sich zu 72 % aus Pseudogley-Braunerden und zu 16% aus Gleyen zusammen (Rosche & Steininger, 2009). Rosche und Steininger (2009) ermitteln für die Dränflächen des Untersuchungsgebiets Altmark eine jährliche Sickerwassermenge von 80-90 mm. Mit GROWA wurden im Bereich der Dränabteilungen Sickerwasserraten zwischen 80 und 100 mm berechnet. In diesem Untersuchungsgebiet war die genaue Lage der Dränabteilungen bekannt. Lediglich die Dräne 3 und 4 konnten den Dränabteilungen nicht eindeutig zugeordnet werden, daher wurden diese in der Validierung gemeinsam betrachtet. Bei Drän 2 liegt mit nur 3.2 ha eine sehr kleine Fläche der Validierung zugrunde. Es werden nur 13 Pixel der modellierten Konzentrationen zur Validierung herangezogen. Die Anzahl der Messungen ist mit 10 unterrepräsentativ. Die Sauger dieser Fläche sind zudem sehr flach verlegt (6 dm unter GOK), so dass nur kurze Verweilzeiten auftreten. Dies bedingt hohe Nährstoffkonzentrationen.

In Tabelle 9-2 sind die Ergebnisse der Gegenüberstellung für das Untersuchungsgebiet Altmark dargestellt. Die modellierten mittleren langjährigen Konzentrationen liegen innerhalb der Spannbreite bzw. nur minimal oberhalb der gemessenen Konzentrationen. Durch die

geringe Anzahl der Messungen ist es allerdings nur bedingt möglich, die Modellergebnisse zu validieren.

Tabelle 9-2: Validierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerung anhand von Dränabflüssen für das Untersuchungsgebiet Altmark

Lückstedt	Anzahl der Messungen im Jahr	Minimum der gemessenen NO3-Konzentration [mg/l]	Maximum der gemessenen NO3-Konzentration [mg/l]	Modellierte mittlere langjährige NO3-Konzentration [mg/l]	Entwässerte Fläche [ha]
Drän 1	26	10	150	151,09	166,7
Drän 2	10	190	260	178,99	3,2
Drän 3+4	49	3,4	180	159,44	149

Im Untersuchungsgebiet Fläming wurden in der Nähe des Ortes Rottenau vier Dränauslässe beprobt. Auch hier wurden zwei Messungen pro Monat vorgenommen. Das Untersuchungsgebiet setzt sich zu 95 % aus Humuspseudogley und zu 5 % aus Pseudogley-Braunerden zusammen (Rosche & Steininger, 2009). Für die Dränflächen des Untersuchungsgebietes Fläming muss mit einer Sickerwassermenge unterhalb der langjährigen mittleren Verhältnisse ausgegangen werden (ca. 110 mm) (Rosche & Steininger (2009). Mit GROWA wurden im Bereich der Ackerschläge Sickerwasserraten zwischen 90 und 100 mm berechnet.

Die genaue Lage der Sammler innerhalb der Dränabteilungen ist nicht bekannt. Dadurch ist eine Differenzierung der Ackerschläge nicht möglich. Aus diesem Grund wurden die Dräne 1 und 2 sowie die Dräne 3 und 4 zusammen betrachtet. Ähnlich wie im Untersuchungsgebiet Altmark weist Drän 4 eine deutlich höhere Konzentrationen bei einer geringeren gemessenen Abflussmenge auf als Drän 3, was auf eine geringere Dräntiefe und ein kleineres Einzugsgebiet schließen lässt (Rosche & Steininger, 2009).

In Tabelle 9-3 sind die Ergebnisse der Gegenüberstellung für das Untersuchungsgebiet Fläming dargestellt. Die mittlere langjährige modellierte Nitratkonzentration liegt bei den Dränen 3 und 4 innerhalb der Spannbreite der gemessenen Konzentrationen. Bei den Dränen 1 und 2 liegt mittlere langjährige modellierte Nitratkonzentrationen mit 193 mg/l deutlich oberhalb des Maximalwertes der gemessenen Konzentrationen von 98 mg/l. Gründe hierfür könnte die Zusammenfassung der beiden Dräne und der zugeordneten Flächen sein. Die geringe Anzahl der Messungen reicht nicht aus, um die Modellergebnisse adäquat zu validieren.

Tabelle 9-3: Validierung der N-Austräge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerung anhand von Dränabflüssen für das Untersuchungsgebiet Fläming

Rottenau	Anzahl der Messungen im Jahr	Minimum der gemessenen NO3-Konzentration [mg/l]	Maximum der gemessenen NO3-Konzentration [mg/l]	Mittelwert der modellierten NO3-Konzentration [mg/l]	Entwässerte Fläche [ha]
Drän 1+2	22	16	98	193,08	47,4
Drän 3+4	26	19	220	200,96	30,4

9.3.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss (Abbildung 9-14) werden ca. 15 kg N/(ha·a) in die Oberflächengewässer eingetragen. Im Harz liegen die N-Austräge in die Oberflächengewässer mit dem natürlichen Zwischenabfluss trotz der recht geringen Höhe der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden über 10 kg N/(ha·a). Sie ergeben sich dort durch das Zusammenwirken von geringen Nitratabbaupotenzialen und sehr geringen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden. Aufgrund des hohen Anteils an Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss, vor allem im Südteil Sachsen-Anhalts, werden über diesen Eintragspfad insgesamt ca. 5700 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen.

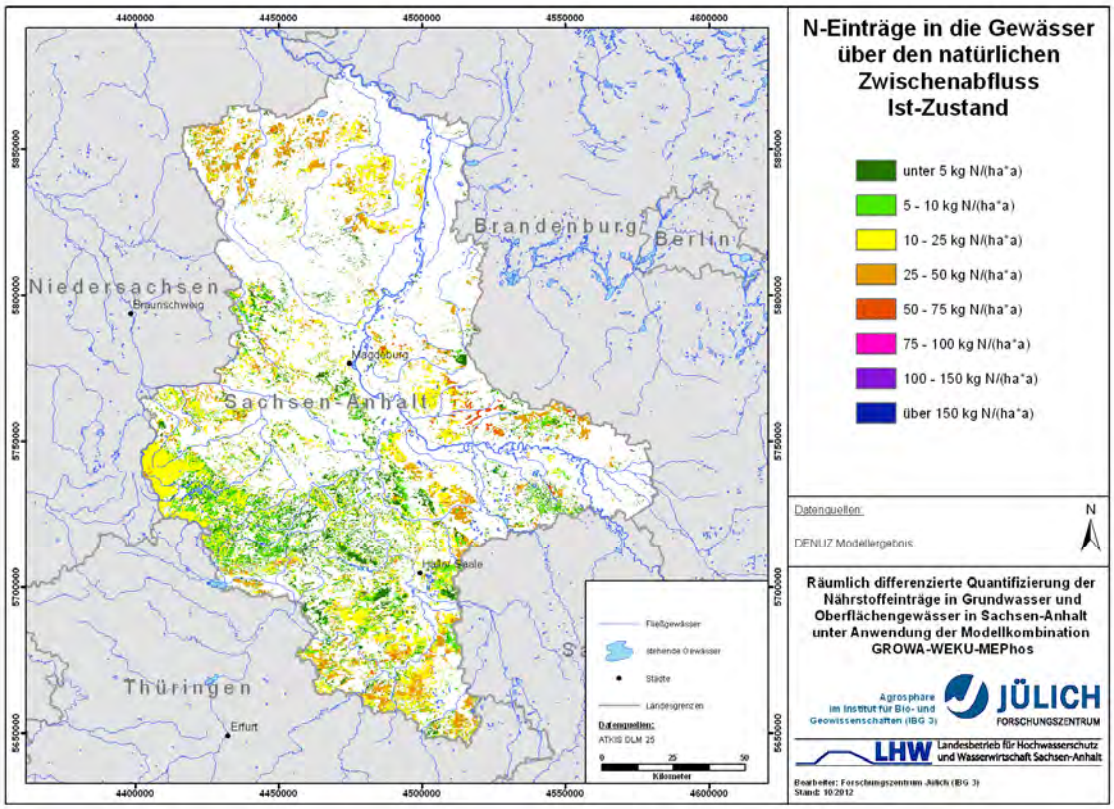


Abbildung 9-14: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

9.3.6 N-Einträge ins Grundwasser

Die aus dem Boden ausgetragenen Stickstoffmengen, die nicht über den Direktabfluss in die Oberflächengewässer gelangen, werden ins Grundwasser eingetragen. In Abbildung 9-15 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

Insbesondere die in Abbildung 8-9 ausgewiesenen Grundwasserneubildungsgebiete mit Grundwasserneubildungsanteilen von mehr als 70% zeichnen sich erwartungsgemäß durch hohe N-Einträge ins Grundwasser aus. Für viele Teile der Lockergesteinsregion ergeben sich dadurch vielfach N-Einträge in das Grundwasser zwischen 10 und 50 kg N/(ha·a). Besonders geringe N-Einträge ins Grundwasser ergeben sich in den Regionen, in denen die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden unterhalb der Wurzelzone durch eine lange Verweilzeit des Sickerwassers im Boden bereits stark reduziert ist. Diese Situation ist z.B. im nördlichen Harzvorland weit verbreitet. Hinzu kommen alle Regionen, in denen die Hauptentwässerung über den Direktabfluss erfolgt. Gemittelt über die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts liegen die N-Einträge ins Grundwasser bei ca. 8 kg N/(ha a), was einer Gesamtmenge von ca. 16450 t N/a entspricht.

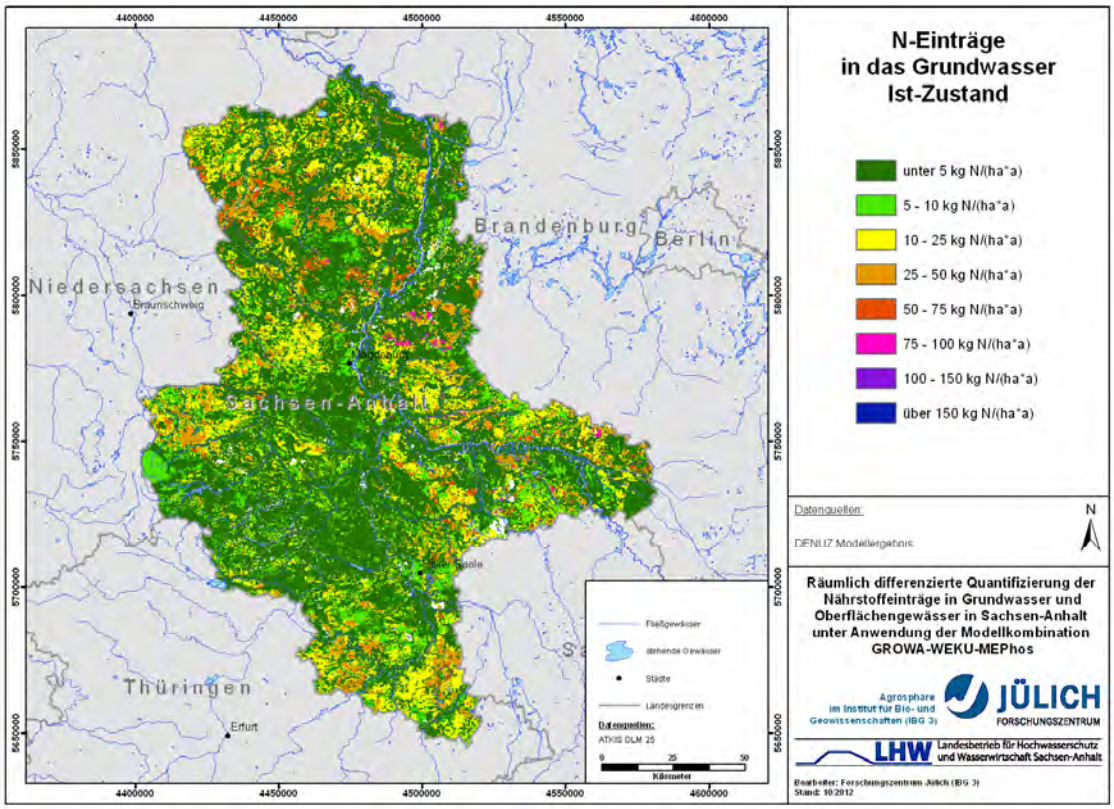


Abbildung 9-15: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

9.3.7 Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer

Auf dem Weg zum Vorfluter kann es in Abhängigkeit von den Denitrifikationsbedingungen und den Grundwasserverweilzeiten im Aquifer zu einem signifikanten Nitratabbau kommen. Dieser Nitratabbau wird in nitratabbauenden Aquiferen dabei umso effektiver, je größer die Verweilzeit des Nitrats im Aquifer ist.

9.3.7.1 Verweilzeiten des Grundwassers im oberen Aquifer

Die Verweilzeiten des Grundwassers bezeichnen die Zeiträume, innerhalb derer das Grundwasser vom Ort der Einsickerung in den Aquifer zum grundwasserwirksamen Vorfluter gelangt. Die Verweilzeit hängt dabei maßgeblich von der Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers ab, deren Höhe durch hydrogeologische Größen, wie dem Durchlässigkeitsbeiwert und dem nutzbaren Hohlraumanteil, aber auch durch den aus der Morphologie der Grundwasseroberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird (vgl. Kapitel 4.3.1). Abbildung 9-16 zeigt zunächst die Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser Sachsen-Anhalts.

Die Werte umfassen eine Spannbreite zwischen weniger als 0,01 m/d und mehr als 10 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten von unter 1 m/d ergeben sich überall dort, wo die hydraulischen Gradienten gering sind. Im Südteil sind die Abstandsgeschwindigkeiten dagegen häufig höher. Sie können dort, z.B. im Harz, bei mehr als 10 m/d liegen. In den Festgesteinsregionen sind zwar die Durchlässigkeitsbeiwerte gering, dafür sind aber die Hohlraumanteile ebenfalls sehr gering (z. T. unter 1 %). Die hydraulischen Gradienten hingegen sind deutlich höher als bei den Lockergesteinseinheiten (z. T. 10 % und mehr). Bei der Berechnung der Abstands-

geschwindigkeiten nach Darcy können sich diese Faktoren in einzelnen Regionen so ausgleichen, dass trotz geringer Durchlässigkeiten nicht unerhebliche Abstandsgeschwindigkeiten auftreten.

Dabei ist allerdings zu bemerken, dass gerade bei sehr geringen nutzbaren Hohlraumanteilen z. T. ein nur geringer Anteil des Sickerwassers über den Grundwasserpfad d.h. über den eigentlichen "Aquifer" entwässert. Der überwiegende Anteil wird wahrscheinlich als natürlicher Zwischenabfluss über die Auflockerungszone oberhalb des Aquifers den Vorfluter erreichen. Dies kann in der Ergebniskarte zur Abstandgeschwindigkeit nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Die Karte der Abstandsgeschwindigkeiten (Abbildung 9-16) sowie auch die hierauf aufbauende Karte der Grundwasserverweilzeiten (Abbildung 9-17) sollten daher immer gemeinsam mit der Abbildung 8-9 bewertet werden.

Die Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannbreite zwischen weniger als 1 Jahr und mehr als 50 Jahren auf. In den Lockergesteinsregionen treten zum Teil hohe Grundwasserverweilzeiten auf, die häufig zwischen 10 und 50 Jahren liegen. Geringere Verweilzeiten ergeben sich dort generell nur für Regionen in Vorfluternähe, Regionen mit hoher Vorfluterdichte und/oder Regionen mit steilen hydraulischen Gradienten. Großflächig geringe Verweilzeiten von weniger als fünf Jahren sind typisch für die Festgesteinsregionen im Südteil Sachsen-Anhalts. In diesem Zusammenhang sei nochmals darauf hingewiesen, dass für die Festgesteinsregion Verweilzeiten berechnet wurden, die sich typischerweise für die Auflockerungszone über dem unverwitterten Gestein ergeben. Dies erfolgte vor dem Hintergrund, dass der weitaus überwiegende Anteil des Grundwasserabflusses in der Auflockerungszone auftritt. Um diesen Sachverhalt im WEKU-Modell zu berücksichtigen, wurden die in der HÜK 200 angegebenen Durchlässigkeitsbeiwerte (siehe Abbildung 7-14) pauschal um eine Größenordnung erhöht.

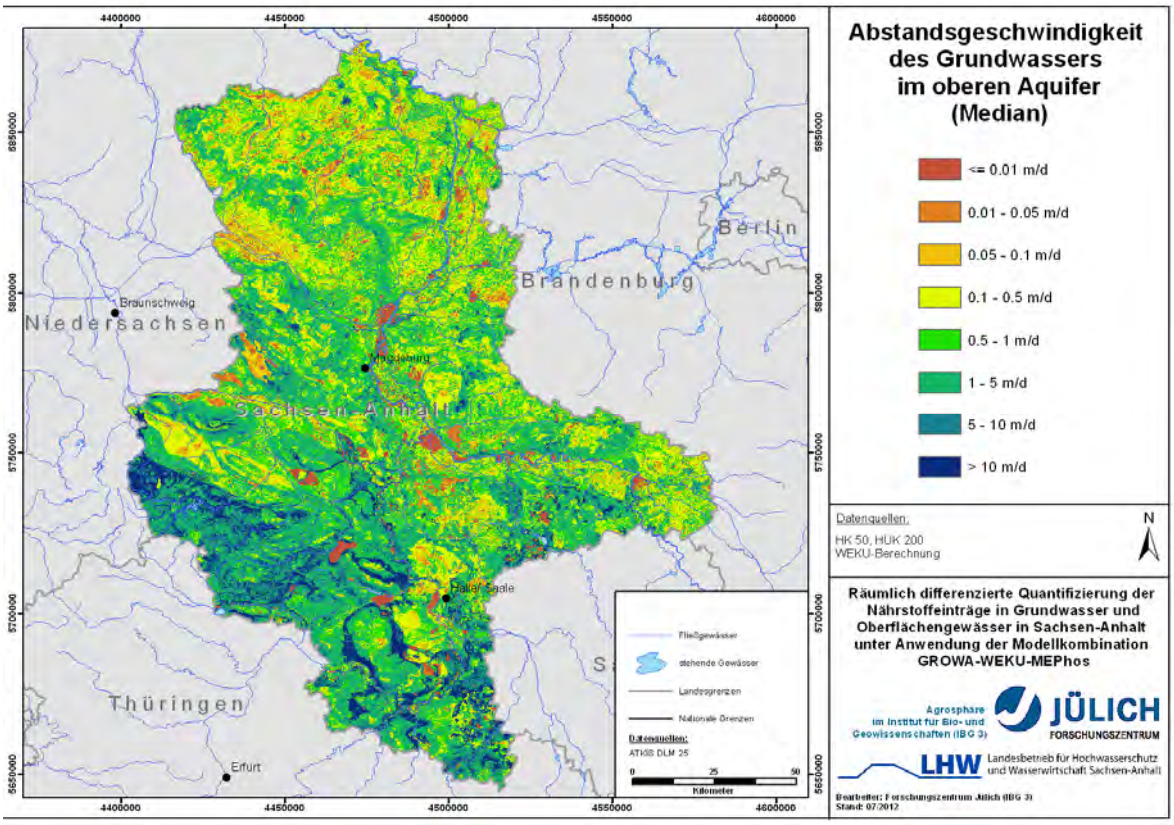


Abbildung 9-16: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

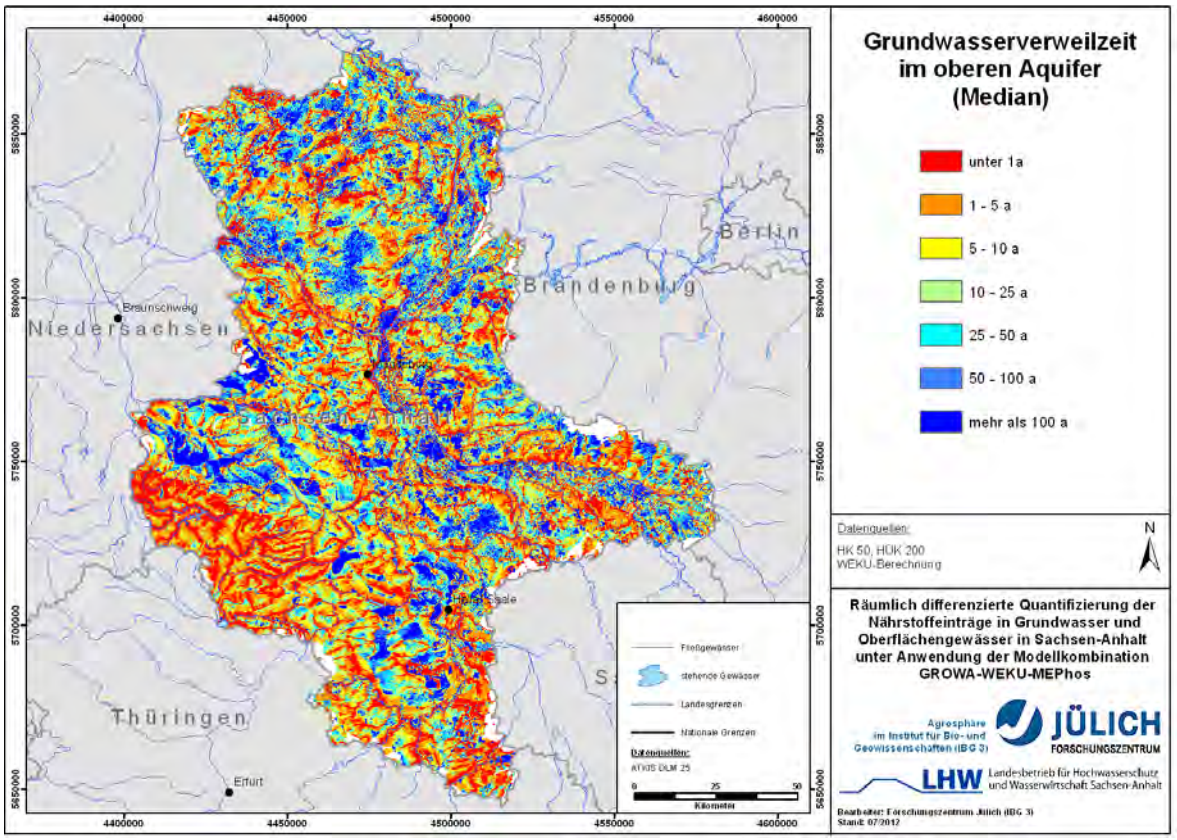


Abbildung 9-17: Verweilzeit des Grundwassers im oberen Aquifer

Es sei betont, dass sich die dargestellten Verweilzeiten immer auf den grundwasserbürtigen Abflussanteil beziehen. Wie bereits ausgeführt wurde, stellt der grundwasserbürtige Abflussanteil nicht in allen Regionen die dominierende Abflusskomponente dar. So trägt beispielsweise in Gebieten, in denen paläozoische Schiefer an der Oberfläche anstehen (z.B. im Harz) der grundwasserbürtige Abfluss häufig weniger als 15 % zum Gesamtabfluss bei. In diesen Regionen beziehen sich die angegebenen Verweilzeiten daher generell nicht auf die regional dominante Abflusskomponente. Dies ist bei der Interpretation und Anwendung der Ergebnisse unbedingt zu berücksichtigen.

Nach der Berechnung der Grundwasserverweilzeiten wurde eine Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im oberen Aquifer von nitratabbauenden Aquiferen vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Sachsen-Anhalt auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens entsprechend der in Kapitel 4.5.2 beschriebenen Vorgehensweise erforderlich.

9.3.7.2 Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser wurde auf Basis der in vorangegangenen Projekten im Elbeeinzugsgebietes (Kunkel et al., 1999) und im Wesereinzugsgebietes (Kreins et al., 2010) angewandten Methode für die grundwasserführenden Gesteinseinheiten ausdifferenziert (siehe Abbildung 7-12).

Für die Bestimmung des Nitratabbauvermögens in diesen grundwasserführenden Gesteinseinheiten standen Grundwasserbeschaffenheitsdaten von 461 Messstellen zur Verfügung. Für eine räumlich höher aufgelöste hydrogeochemische Regionalisierung innerhalb der einzelnen Gesteinseinheiten auf Landesebene, z.B. nach dem SIMIK – Verfahren (Bardossy et al, 2003), reicht die Messstellendichte nicht aus, so dass die Einstufung pauschalisiert für die

einzelnen Gesteinseinheiten durchgeführt wurde. Zudem verteilen sich die Messstellen sehr uneinheitlich auf die einzelnen grundwasserführenden Gesteinseinheiten. So standen für die paläozoischen Schiefergesteine beispielsweise z.B. lediglich Werte von 8 Messstellen zur Verfügung, während für die glaziofluviatilen Sande Messwerte von 114 Messstellen verfügbar waren. Die Ausdifferenzierung des Nitratabbauvermögens erfolgte, wie in Kapitel 4.5.2. detailliert beschrieben wurde, anhand der Häufigkeitsverteilungen für die Grundwasserparameter Nitrat, Eisen(II) und Sauerstoff.

Tabelle 9-4 zeigt die Ergebnisse für in die Sachsen-Anhalt auftretenden Gesteinseinheiten. Für jeden Grundwasserparameter wurden das 10., 25., 50. (Median), 75. und 90. Perzentil zur Charakterisierung des Datenkollektivs bestimmt. Lagen für eine grundwasserführende Gesteinseinheit Messwerte für weniger als 10 Messstellen vor, so wurde die statistische Auswertung zwar durchgeführt, auf eine Darstellung der Ergebnisse in Tabelle 9-4 wurde aufgrund der geringen statistischen Repräsentanz der Werte jedoch verzichtet.

Für die Festgesteine im Süden Sachsen-Anhalts ergeben sich oxidierte Grundwasserverhältnisse. So zeigen die Grundwassergütedaten aus den Festgesteinsaquiferen häufig schon beim 25%-Perzentil Nitratkonzentrationen im Grundwasser von mehr als 1 mg NO_3/l und beim 50%-Perzentil Sauerstoffkonzentrationen von mehr als 2 mg O_2/l, während die Eisen(II)-Konzentrationen selbst beim 90 %-Perzentil noch relativ gering sind. Lokal treten zwar auch Messstellen mit reduzierenden Bedingungen auf, jedoch reicht die zur Verfügung stehende Anzahl und räumliche Verteilung der Messstellen nicht aus, um hieraus Bereiche innerhalb der Festgesteinseinheiten Bereiche mit reduzierten Grundwasserverhältnissen räumlich abzugrenzen. **Generell wird empfohlen zu prüfen, ob das Gütemessnetz der Grundwasserüberwachung durch die Einbeziehung von Quellen, speziell in der Festgesteinsregion, gezielt erweitert werden kann.**

Die Lockergesteinsaquifere (glaziofluviatile Sande, Moränenablagerungen, Sander) zeigen dagegen überwiegend Anzeichen reduzierter Grundwasserverhältnisse. Die Nitrat- und Sauerstoffkonzentrationen in liegen z. B. erst beim 75 %- oder 90 %- Perzentil oberhalb von 1 mg/l bzw. 2 mg/l, während die Eisen(II) - Konzentrationen schon beim 25 %-Perzentil oberhalb von 0.2 mg/l Fe(II) liegen. Es ist davon auszugehen, dass die Aquifere dieser Einheiten in den meisten Regionen als nitratabbauend eingestuft werden können. Lokal treten zwar auch Messstellen mit oxidierenden Bedingungen auf, jedoch reicht die zur Verfügung stehende Anzahl und räumliche Verteilung der Messstellen nicht aus, um hieraus Bereiche innerhalb der Lockergesteinseinheiten mit oxidierten Grundwasserverhältnissen räumlich abzugrenzen..

Auch wenn die Lockergesteinsregion Sachsen-Anhalts überwiegend reduzierte Grundwasserverhältnisse aufweist, so bedeutet dies nicht notwendigerweise, dass es dort zu keinen nennenswerten Nitratausträgen in die Vorfluter kommt. In Bereichen, in denen hohe Direktabflussanteile auftreten (beispielsweise durch Dränagen), kann aufgrund der nur kurzen Untergrundpassage des Sickerwassers das aus dem Boden ausgewaschene Nitrat nicht oder nur unvollständig abgebaut werden. Daher kann es dort trotz guter Nitratabbaubedingungen im Grundwasserleiter zu Nitratausträgen in die Oberflächengewässer kommen. Bei den anderen, als oxidiert eingestuften Bezugseinheiten ist mit keinem bzw. nur unvollkommenen Nitratabbau im Grundwasserleiter zu rechnen.

Abbildung 9-18 fasst das Ergebnis der statistischen Auswertung in Form einer Kartendarstellung des Nitratabbauvermögens in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten zusammen.

Tabelle 9-4: statistische Auswertung der Konzentrationen von NO3, O2 und Fe(II) in den grundwasserführenden Gesteinseinheiten Sachsen-Anhalts

Grundwasserführende Gesteinseinheit (Anzahl Messstelle)	Perzentile	Fe (II) mg/l	NO_3 mg/l	0_2 mg/l
Glaziofluviatile Sande (115)	10 P	0,06	0,06	0,17
	25 P	0,3	0,3	0,23
	50 P	1,9	1.9	0,37
	75 P	6,8	6,8	0,98
	90 P	10,7	10,7	2,13
Moränenablagerungen (75)	10 P	0,05	0,4	0,17
	25 P	0,1	0,4	0,26
	50 p	0,9	0,7	0,62
	75 P	2,5	17,8	1,8
	90 P	6,0	157	3,5
Hochflächensand, Sander (70)	10 P	0,05	0,32	0,2
	25 P	0,33	0,44	0,3
	50 p	2,15	0,44	0,44
	75 P	5,36	10,7	1,0
	90 P	11,5	51,4	2,3
Sandsteine (53)	10 P	0,03	0,32	0,4
	25 P	0,05	2,1	0,7
	50 p	0,07	15,9	2,9
	75 P	1,12	43,4	7,1
	90 P	4,5	73,8	8,6
Fluviatile Ablagerungen im Mittelgeb. (40)	10 P	0,03	0,37	0,21
	25 P	0,05	0,67	0,4
	50 p	0,08	13,5	0,75
	75 P	1,3	50,8	5,1
	90 P	4,4	82,9	7,4
Geringm. Känoz. Lockergesteine (37)	10 P	0,05	0,44	0,28
	25 P	0,05	4,6	0,6
	50 p	0,1	40,3	2,2
	75 P	1,98	69	5,9
	90 P	3,2	101	6,98
Kalke, Dolomite (24)	10 P	0,03	0,3	0,32
	25 P	0,05	3,1	,043
	50 p	0,05	27,5	3,47
	75 P	0,2	57,4	4,93
	90 P	1,1	119	8,6
Ton-, Mergel- und Schluffgesteine (13)	10 P	0,0	0,0	0,0
	25 P	0,05	0,38	0,23
	50 p	0,09	3,85	3,8
	75 P	1,32	54,1	6,9
	90 P	4,58	87,1	9,4

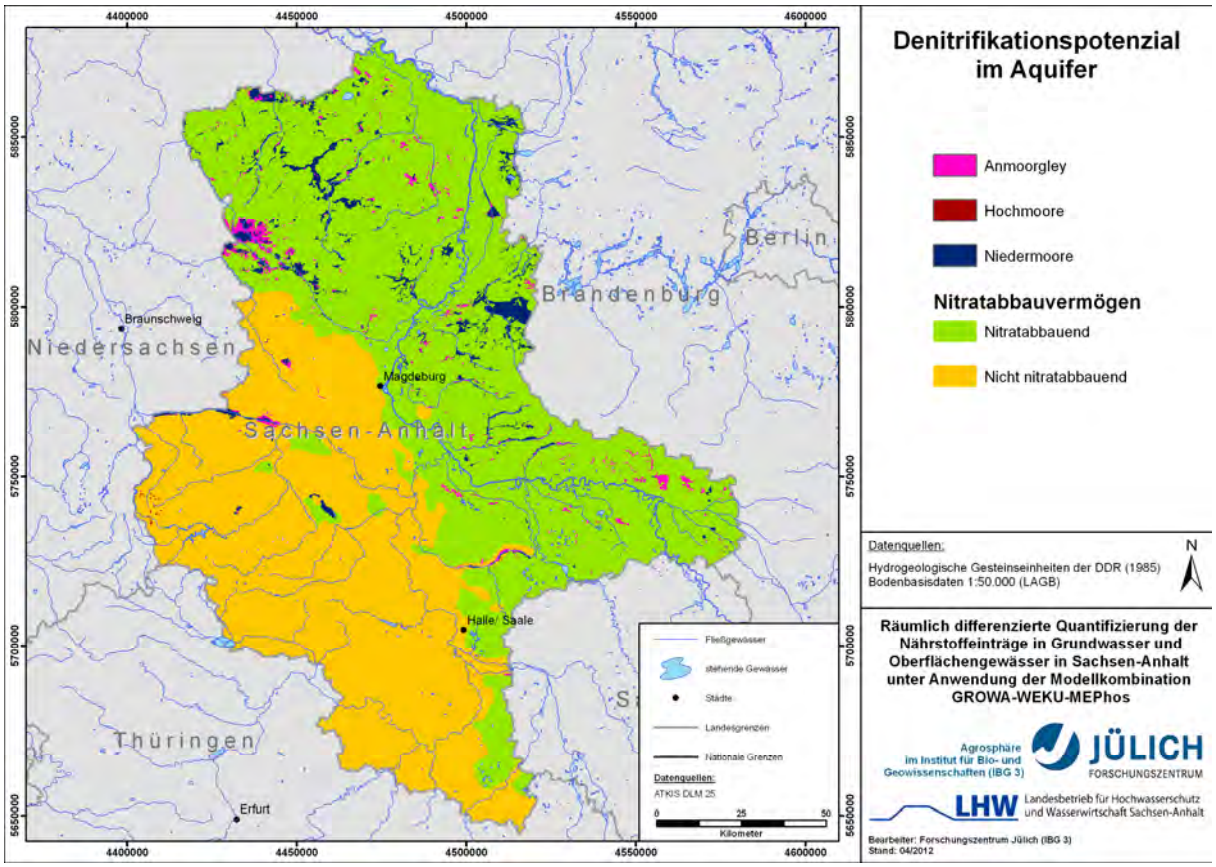


Abbildung 9-18: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer

9.3.7.3 N-Austräge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser

In Abbildung 9-19 16 sind die mit dem WEKU-Modell berechneten, nach der Denitrifikation im Grundwasser verbleibenden, grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer jeweils für die Ausgangszelle dargestellt, in die der Eintrag in den Boden erfolgte. Für die südlichen Teilgebiete Sachsen-Anhalts ist deutlich erkennbar, dass die grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer im Wesentlichen den N-Einträgen in das Grundwasser entsprechen. Grund hierfür sind die dort vorherrschenden ungünstigen Denitrifikationsbedingungen, die einen nennenswerten Nitratabbau im Aquifer weitgehend verhindern. Für den Nordteil Sachsen-Anhalts mit gut nitratabbauende Lockergesteinsaquifere und meist langen Grundwasserverweilzeiten wird der größte Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut, so dass hier trotz der Dominanz des Grundwasserabflusses gegenüber dem Direktabfluss Flächen mit weniger als 1 kg N/(ha a) Eintrag aus dem Grundwasser in die Vorfluter aus Abbildung 9-16 hervortreten. Höhere grundwasserbürtige N-Einträge treten dort nur in Vorfluternähe auf. Durch die im Nordteil Sachsen-Anhalts auftretenden Aquifere mit denitrifizierenden Eigenschaften werden die ins Grundwasser eingetragenen Nitratmengen erheblich reduziert. Im Gebietsmittel werden so nur etwa 3,7 kg N/(ha a) über das Grundwasser in die Oberflächengewässer ausgetragen, was einer Gesamtmenge von ca. 7100 t N/a entspricht.

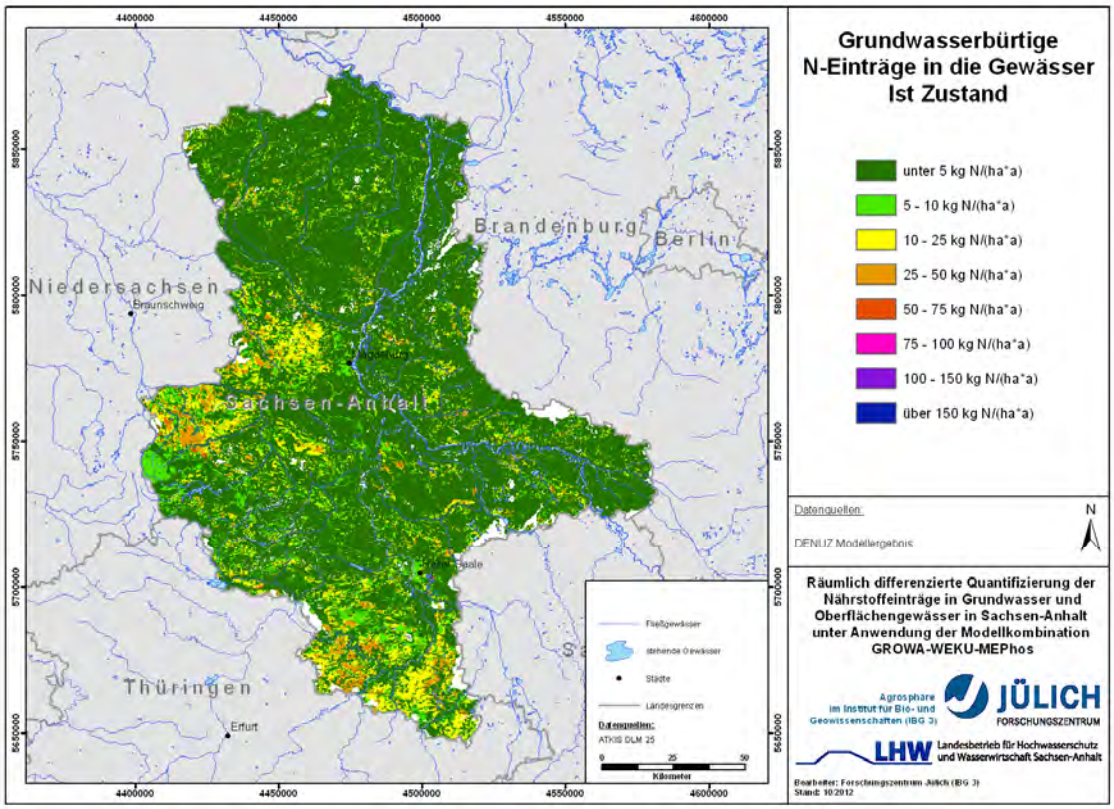


Abbildung 9-19: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

Validitätsüberprüfung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserpfad anhand von gemessenen Konzentrationen aus Quellen und Stollen

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen grundwasserbürtigen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen Messwerte zur Nitratkonzentration sowie zum mineralischen Stickstoff aus 19 Quellen und Stollen aus den Jahren 2001 bis 2010 zur Verfügung. Pro Jahr fand jeweils eine Messung statt. Da keine gemessenen Abflüsse zur Verfügung standen, konnte ein Vergleich mit den grundwasserbürtigen N-Frachten in die Oberflächengewässer nicht stattfinden. Stattdessen wurden die Messwerte mit der Nitratkonzentration im Sickerwasser verglichen.

In Abbildung 9-20 ist das Ergebnis der Validierung dargestellt. Die Gegenüberstellung der Konzentrationswerte zeigt zum Teil eine ganz gute Übereinstimmung. Trotzdem ist dieser Vergleich aus folgenden Gründen kritisch zu sehen:

- Es lag nur eine Messung pro Jahr zu immer unterschiedlichen Jahreszeiten vor
- Durch die fehlenden Abflusswerte können nur Konzentrationen miteinander verglichen werden
- Es fehlen Werte, die eine Abflussseparation (Niedrigwasserabfluss = nur grundwasserbürtiger Eintrag) erlaubt hätten
- Es ist unklar, ob und in welchem Umfang die Quellen nur das oberflächennahe Grundwasserstockwerk entwässern oder auch tiefere Stockwerke.

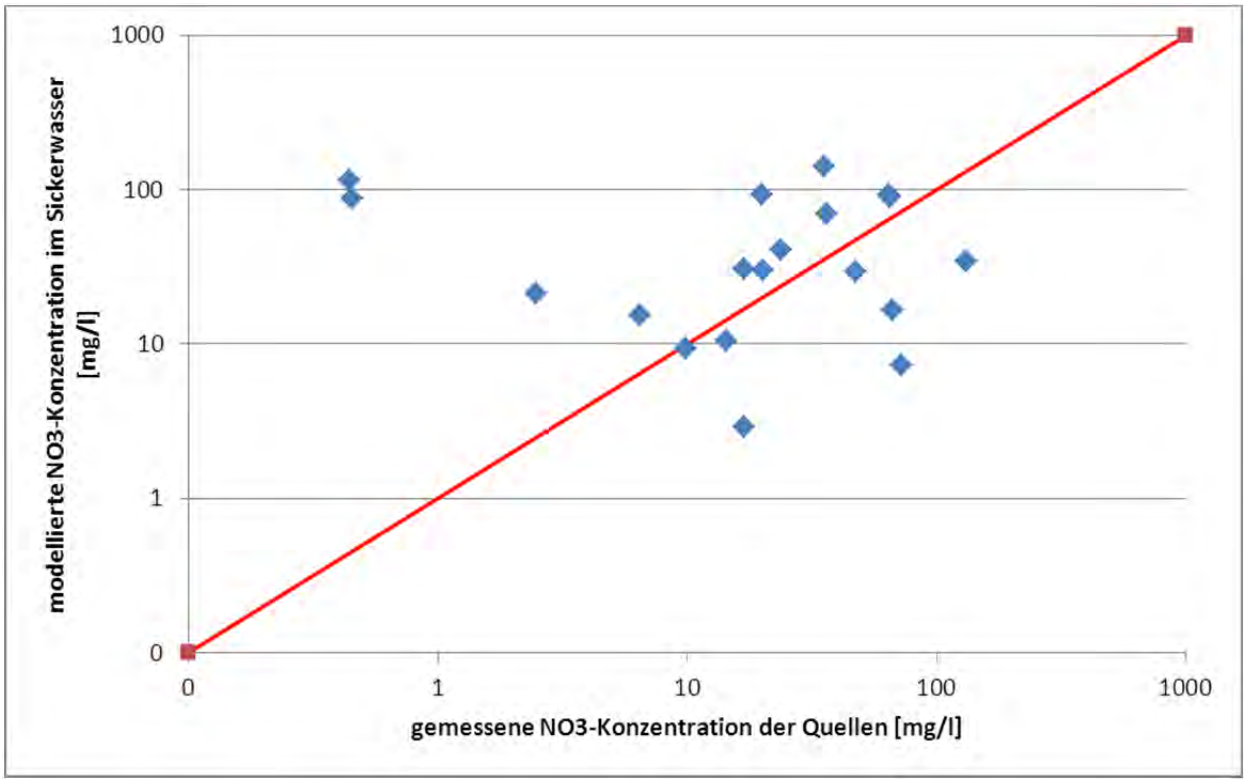


Abbildung 9-20: Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen aus Quellen

9.3.8 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In Abbildung 9-21 ist schließlich die Summe der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Direktabfluss und Grundwasserabfluss dargestellt. Im Gebietsmittel errechnen sich für Sachsen-Anhalt N-Einträge in Höhe von ca. 10 kg N/(ha·a), was einem Gesamt-N-Austrag von ca. 18800 t N/a entspricht.

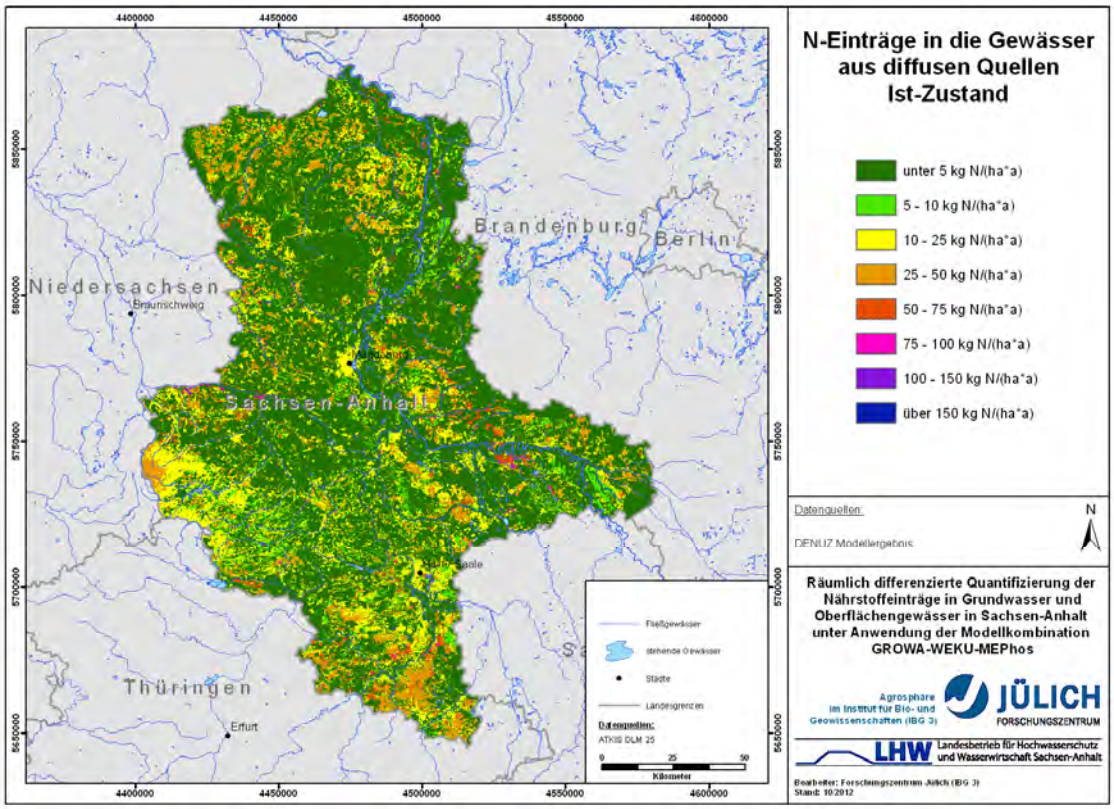


Abbildung 9-21: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

9.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

An Punktquellen werden in diesem Kapitel kommunale Kläranlagen, industrielle Kläranlagen, Kleinkläranlagen sowie die Trennkanalisation betrachtet.

9.4.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus kommunalen Kläranlagen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten vom LHW zur Verfügung gestellt. Aus dieser Quelle standen mindestens Angaben zu Kläranlagenstandort und Einleitungsstelle, Kläranlagengröße, Ausbaugrad, Jahresabwassermenge und gemessene Gesamt-N-Konzentration im Ablauf zur Verfügung. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu Einzugsgebieten vorgenommen, die sich auf Güte-Messstellen beziehen. Nach Harmonisierung der Daten und Speicherung in einer Datenbank war die automatisierte Berechnung mittlerer N-Jahresfrachten möglich. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 9-22 zu ersehen.

Für die Bezugsjahre 2008 - 2010 sind Daten zu 250 Einleitstellen in Sachsen-Anhalt vorhanden. Die Summe des N-Eintrags aus kommunalen Kläranlagen beträgt 1442 t N/a. Die Abbildung zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus Kläranlagen mit Emissionen von mehr als 20 t N/a stammt. Diese Anlagen befinden sich im Wesentlichen in den Regionen mit höheren Bevölkerungsdichten. Darüber hinaus gibt es eine Reihe Anlagen mit Emissionen unter 5 t/a, welche vor allem für dünn besiedelte Gebiete typisch sind.

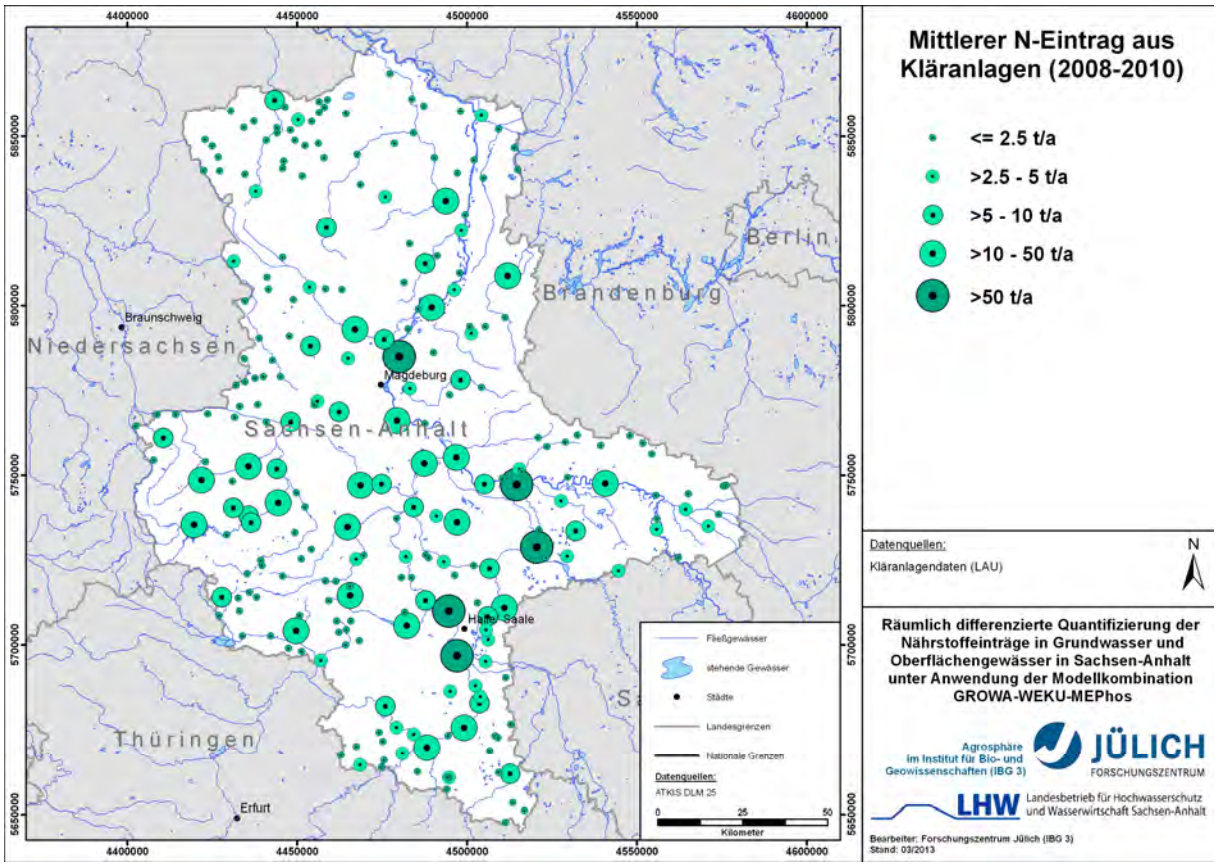


Abbildung 9-22: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus kommunalen Kläranlagen

9.4.2 N-Einträge aus industriellen Direkteinleitungen

Auch die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten vom LHW zur Verfügung gestellt. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu Einzugsgebieten vorgenommen, die sich auf Güte-Messstellen beziehen. Nach Harmonisierung der Daten und Speicherung in einer Datenbank war die automatisierte Berechnung mittlerer N-Jahresfrachten möglich. Die Höhe der Einträge aus industriellen Kläranlagen ist anlagenspezifisch aus Abbildung 9-23 zu ersehen.

Für die Bezugsjahre 2009 - 2010 sind Daten zu 12 Einleitstellen in Sachsen-Anhalt vorhanden. Die Summe des N-Eintrags aus industriellen Kläranlagen beträgt ca. 510 t N/a. Die Abbildung zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus 2 Kläranlagen mit Emissionen von mehr als 50 t N/a bzw. 10 - 50 t N/a stammt. Die Anlagen befinden sich im Wesentlichen im südöstlichen Teil Sachsen-Anhalts.

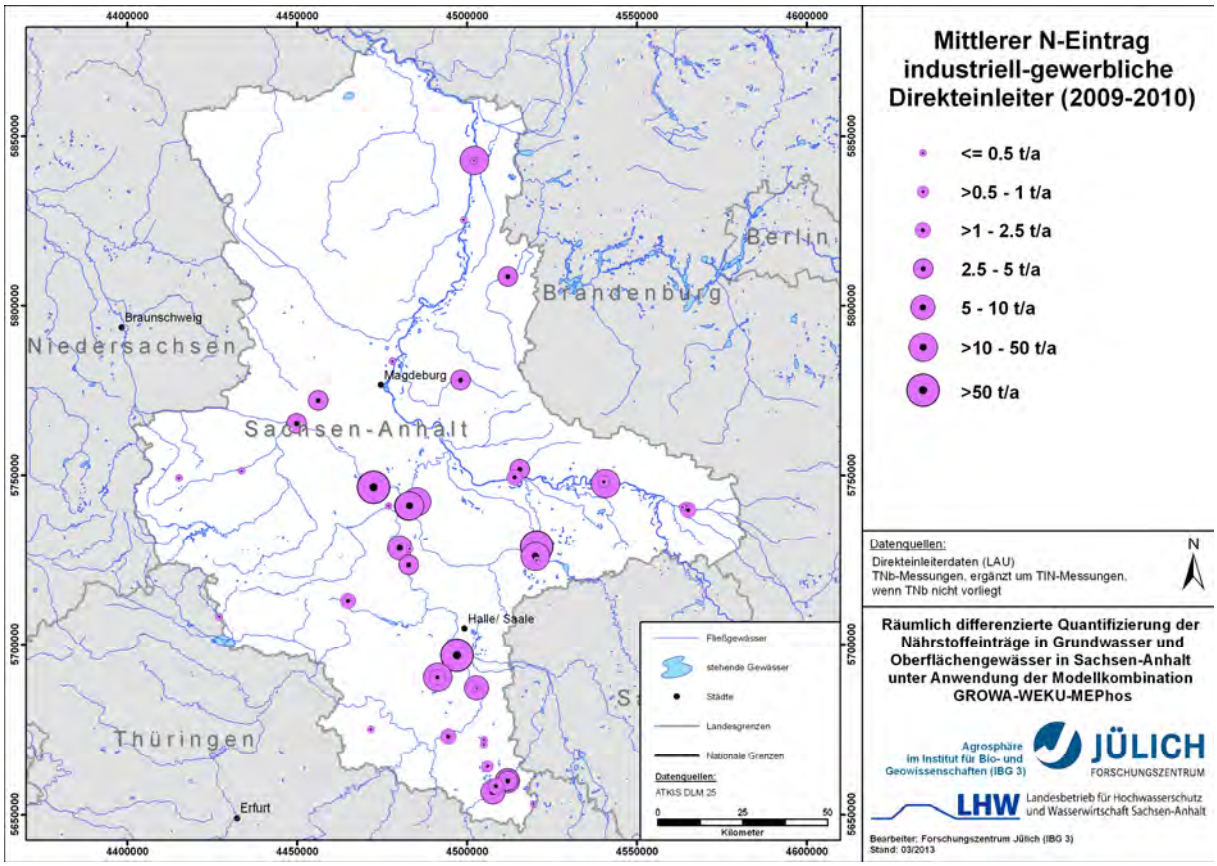


Abbildung 9-23: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer über industrielle Direkteinleiter

9.4.3 N-Einträge aus Kleinkläranlagen

Kleinkläranlagen sind vor allem typisch für dünn besiedelte, ländlich geprägte Regionen, in denen ein Anschluss an große, kommunale Kläranlagen aus technischen oder finanziellen Gründen nicht möglich ist. Sie kommen vor allem bei Einzelhäusern oder kleinen Siedlungen zum Einsatz und weisen einen Bemessungswert von unter ca. 50 Einwohnerwerten auf.

Die Jahresfrachten aus Kleinkläranlagen wurden als Summenwerte für 437 Oberflächenwasserkörper vom LAU zur Verfügung gestellt. Die Höhe der Einträge ist aus Abbildung 9-24 zu ersehen.

Für das Bezugsjahr 2010 unter Zugrundelegung der Einwohnerzahlen von 2009 sind Ergebnisse für Sachsen-Anhalt vom LHW ermittelt worden. Die Summe des N-Eintrags aus Kleinkläranlagen beträgt 380 t N/a. Die Abbildung zeigt, dass vor allem Einzelgemeinden im Südteil Sachsen-Anhalts N-Emissionen von über 5000 kg N/a aufweisen. In den Gemeinden im Mittelteil Sachsen-Anhalts spielt der N-Eintrag aus Kleinkläranlagen mit Emissionen unter 500 kg N/a dahingegen eine nur untergeordnete Rolle.

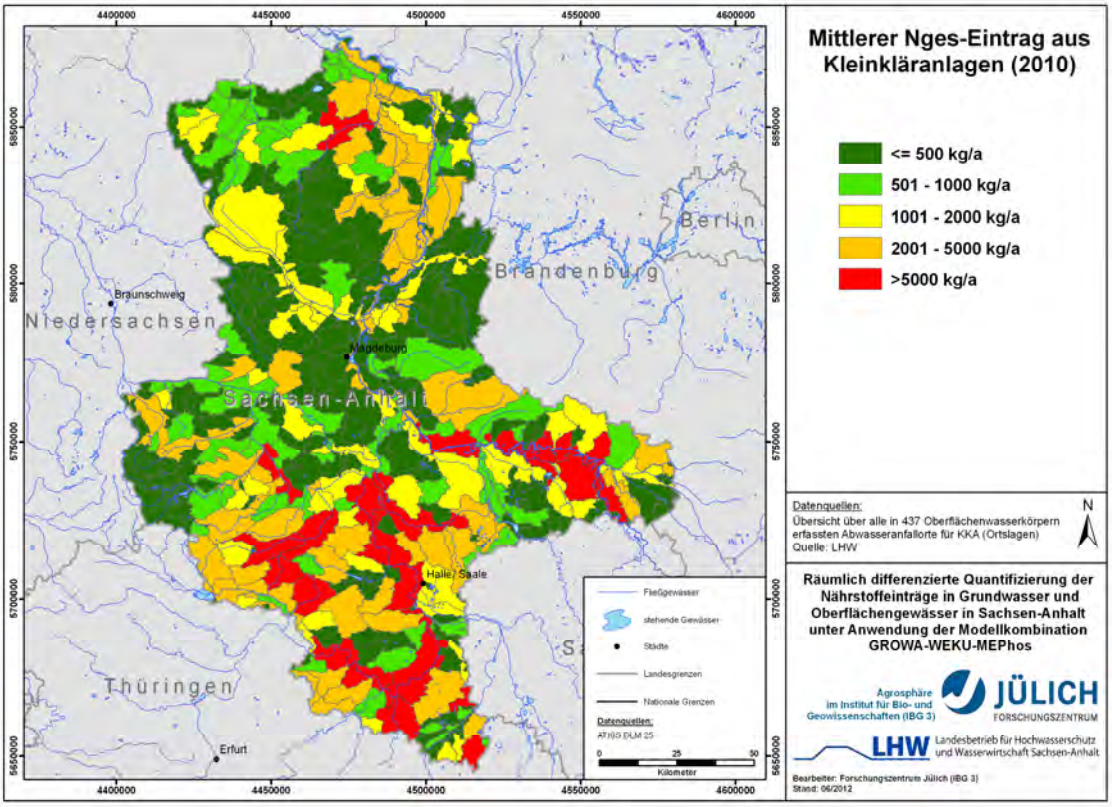


Abbildung 9-24: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus Kleinkläranlagen

9.4.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation und Mischwasserentlastungen

N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation und Mischwasserentlastungen sind weitere zu den punktförmigen Eintragsquellen zählende N-Eintragsquelle, speziell in urbanen Regionen. In Abbildung 9-25 sind die N-Austräge in die Oberflächengewässer über Trennkanalisation dargestellt, während Abbildung 9-26 die N-Austräge in die Oberflächengewässer über die Mischwasserentlastung zeigt. In ihrer Summe liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation bei ca. 570 t N/a, während die Einträge über Mischwasserentlastungen bei ca. 200 t N/a liegen.

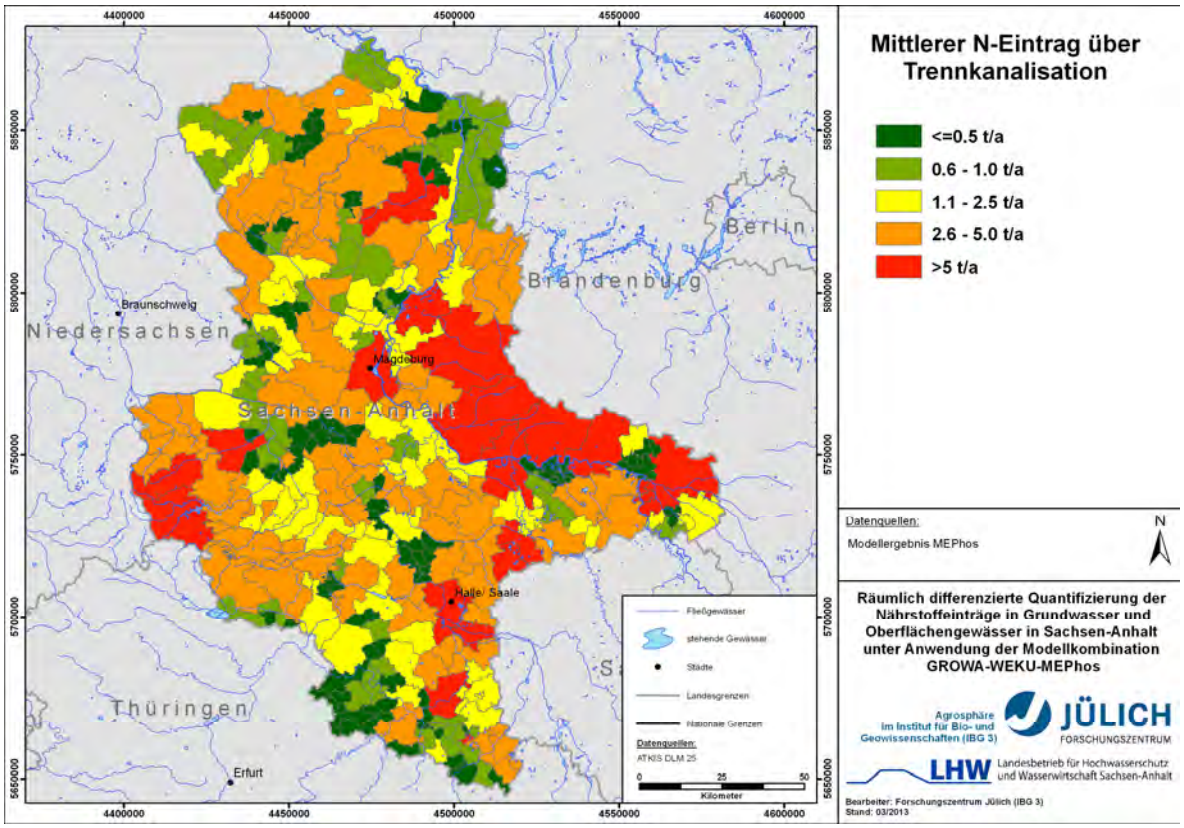


Abbildung 9-25: N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Trennkanalisation

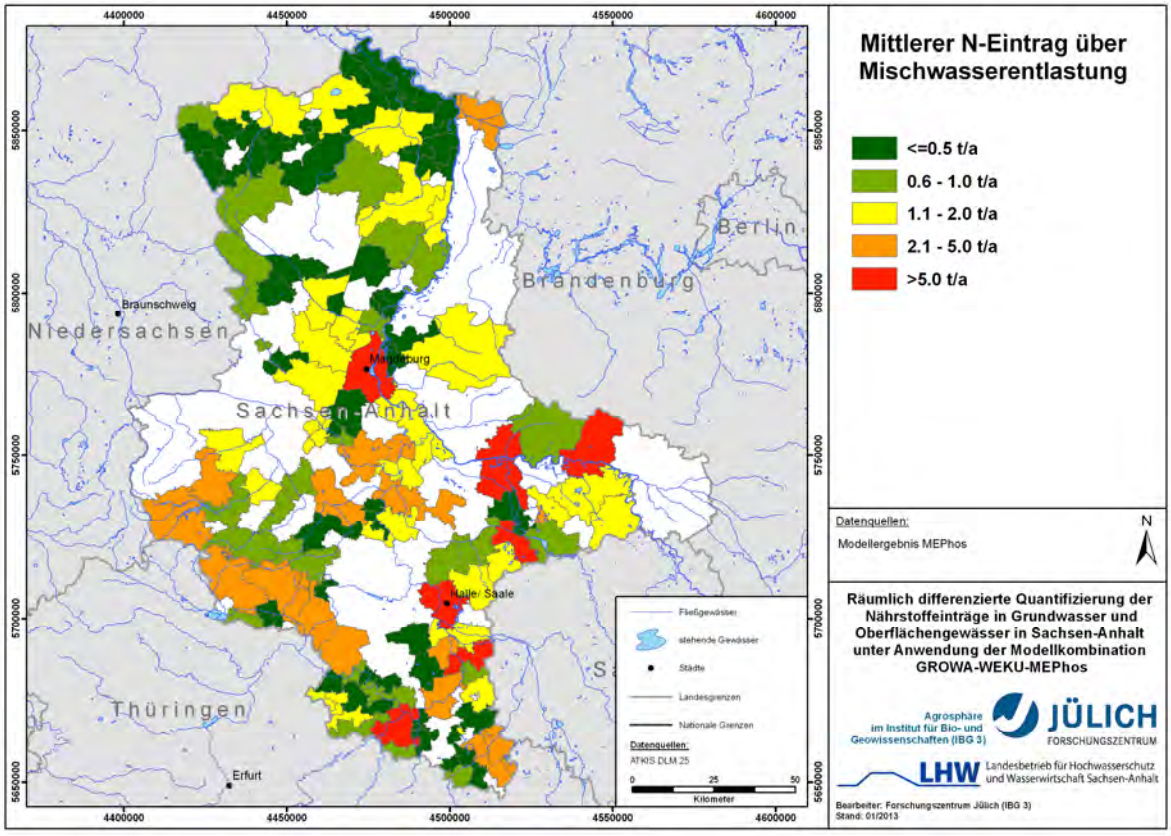


Abbildung 9-26: N-Einträge in die Oberflächengewässer über die Mischwasserentlastung

9.5 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

In den vorangegangenen Kapiteln wurden nicht nur die der Modellierung vorangegangene Datenaufbereitung, sondern auch die Ergebnisse zum mittleren N-Eintrag nach Eintragspfaden separat dargestellt und diskutiert. Diese Ergebnisse werden in diesem Kapitel zu einer Synthese zusammengefasst, wobei sowohl die Gesamtbelastung als auch die relative Bedeutung der verschiedenen Pfade für den Gesamteintrag in Sachsen-Anhalt aufgezeigt werden soll.

Abbildung 9-27 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für den Gesamtstickstoffeintrag in Sachsen-Anhalt, Abbildung 9-28 zeigt den prozentualen Anteil der Pfade an den N-Einträgen in die Vorfluter. Abbildung 9-29 zeigt schließlich ergänzend die Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Einträgen in die Gewässer, aufgeschlüsselt nach Flusseinzugsgebieten.

Die gesamten N-Einträge in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts liegen in einer Größenordnung von 21900 t N/a. Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Vorfluter vor allem über die diffusen Austragspfade „Grundwasser“, „künstliche Entwässerungssysteme“ und „natürlichen Zwischenabfluss“ erfolgt. So gelangen über diese drei Austragspfade mit fast 18000 t N/a ca. 82 % des gesamten Stickstoffeintrags in die Vorfluter. Da die Größenordnung des N-Eintrags für alle drei Austragspfade mit Werten zwischen ca. 5500 t N/a und 7000 t N/a vergleichbar ist, gibt es hierbei aber keinen Austragspfad, der alle anderen dominiert. Die übrigen diffusen Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Deposition auf Gewässerflächen) besitzen dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung am Stickstoffeintrag in die Vorfluter.

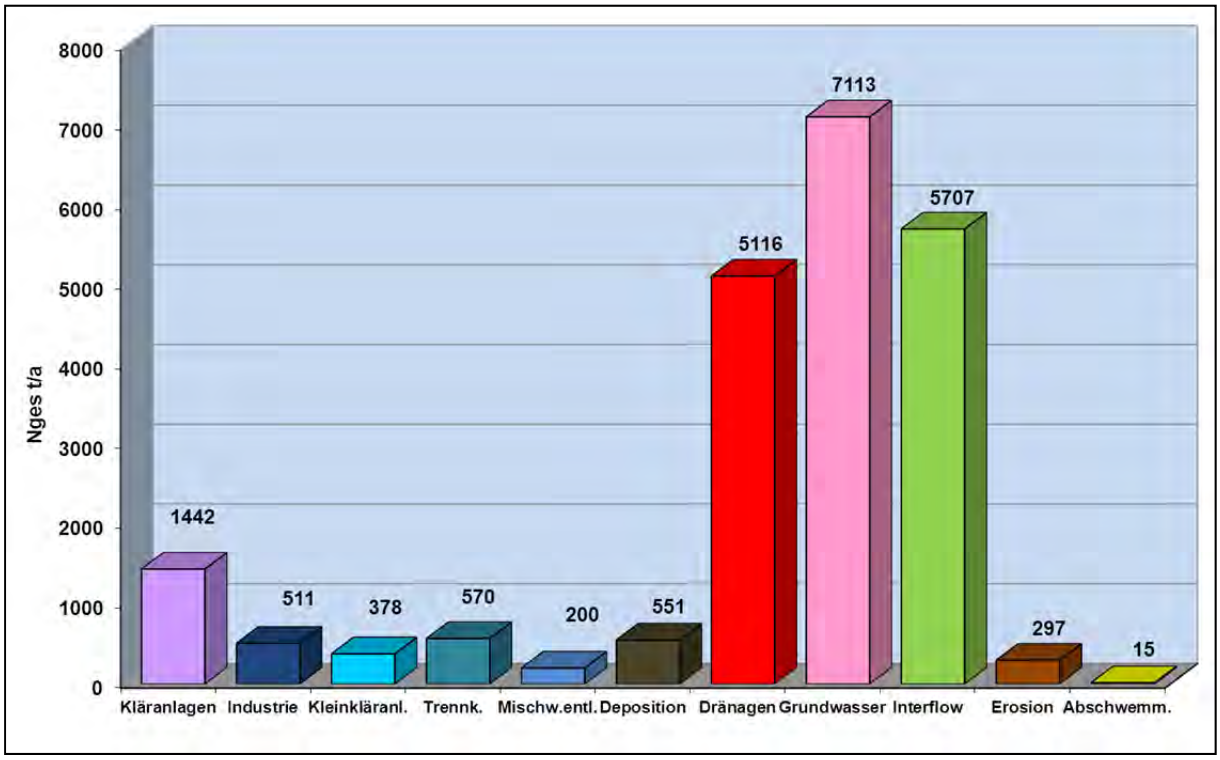


Abbildung 9-27: N-Einträge in die Gewässer Sachsen-Anhalts, aufgeschlüsselt nach Eintragspfaden

Bei den punktförmigen N-Einträgen besitzen nur die kommunalen Kläranlagen mit ca. 1.450 t N/a eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von 14 % zu 86 % liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

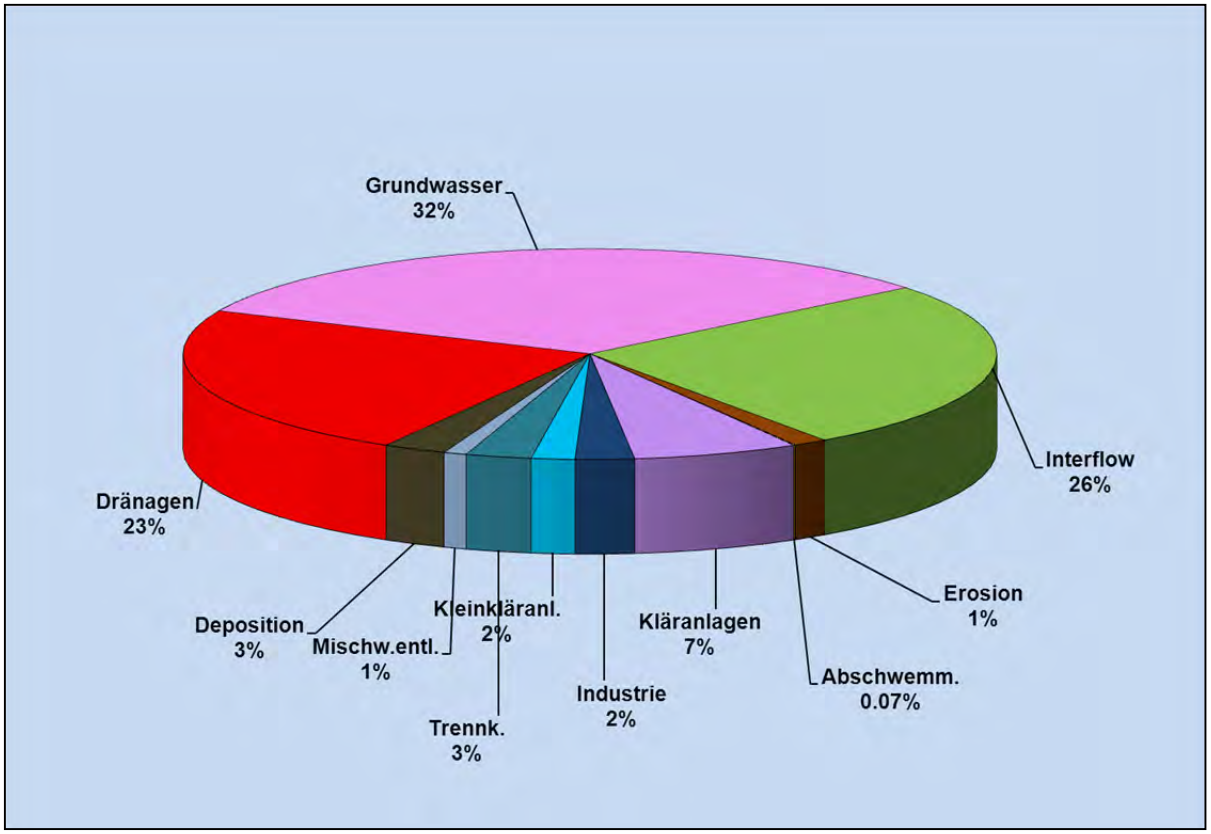


Abbildung 9-28: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter

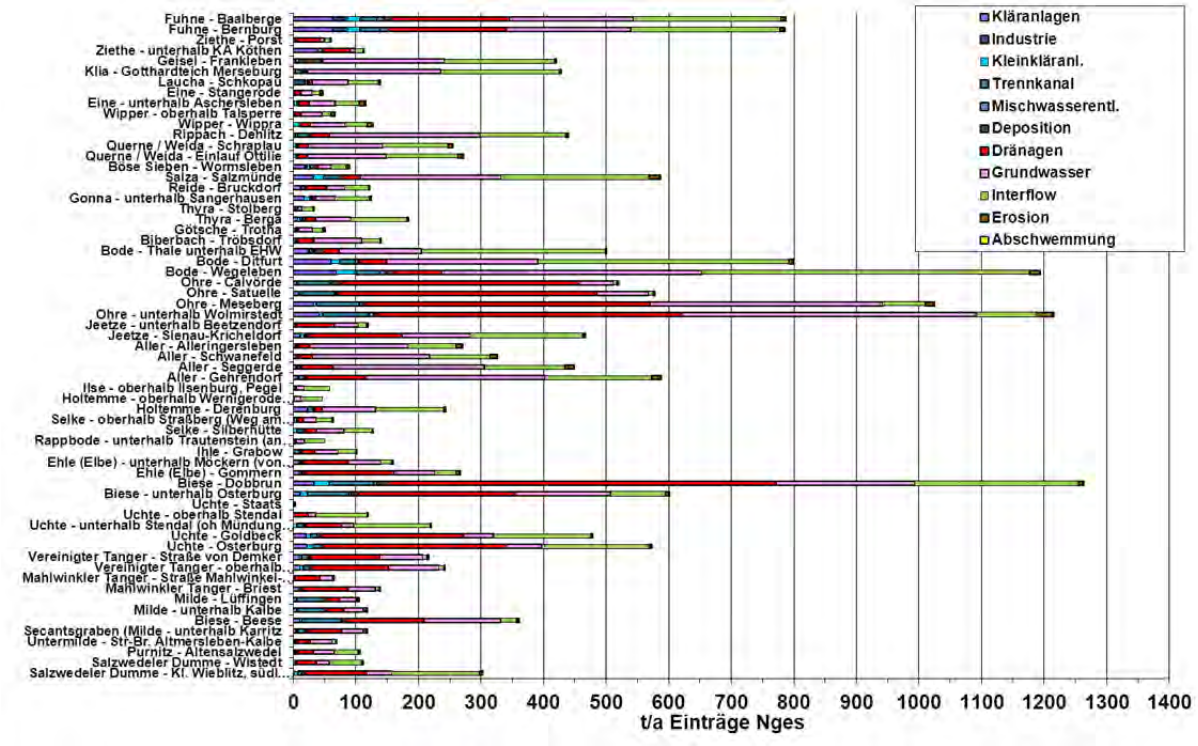


Abbildung 9-29: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Einträgen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet

Wie zu erwarten ist, steht der Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Einträgen pro Flusseinzugsgebiet in erster Linie in einem direkten Zusammenhang zur Einzugsgebietsgröße, wobei größere Einzugsgebiete wie z.B. die Bode, die Ohre und die Ehle mit mehr als 1200 t N/a die höchsten N-Einträge aufweisen. Darüber hinaus zeigt sich, dass die Eintragspfade „Grundwasser“, „künstliche Entwässerungssysteme“ und „natürlicher Zwischenabfluss“ in eigentlich allen Einzugsgebieten dominieren.

9.6 Informationssystem Stickstoff

Ergebnis der durchgeführten Modellierung ist ein auf den Oberflächenwasserkörper (OWK) bezogener N-Eintrag (absolut und flächenbezogen), der auf verschiedene Eintragspfade aufgeschlüsselt ist. In Abbildung 9-30 ist die mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK dargestellt, Abbildung 9-31 zeigen diese hinsichtlich der Einhaltung bzw. Nichteinhaltung der Umweltqualitätsnorm. Die Bewertung der 348 im Modell betrachteten Fließgewässer-OWK hinsichtlich der Einhaltung bzw. Nichteinhaltung von Orientierungswerten für NO_3 bestätigt grundsätzlich die Modellergebnisse zur flächenhaften Belastung über alle Eintragspfade. Grundsätzlich lassen sich folgend Aussagen treffen:

- Bei 189 OWK (61%), in denen laut Zustandbeschreibung die Umweltqualitätsnorm eingehalten ist, liegt der berechnete Eintrag unter 10,75 kg/(ha*a) als mittlerer flächenhafter Belastung
- Für lediglich 39 % der OWK (120 OWK), in denen die Umweltqualitätsnorm eingehalten ist, liegt die mittlere flächenhafte Belastung über 10,75 kg/(ha*a), wobei 49 dieser OWK immer noch eine mittlere flächenhafte Belastung von unter 14 kg/(ha*a) aufweisen.
- Bei 26 OWK (67%), in denen laut Zustandsbeschreibung die Umweltqualitätsnorm nicht eingehalten ist, liegt der berechnete Eintrag über 10,75 kg/(ha*a)
- Lediglich 16 OWK (33%), in denen die Umweltqualitätsnorm nicht eingehalten ist, weisen berechnete Einträge von weniger als 10,75 kg/(ha*a) auf.

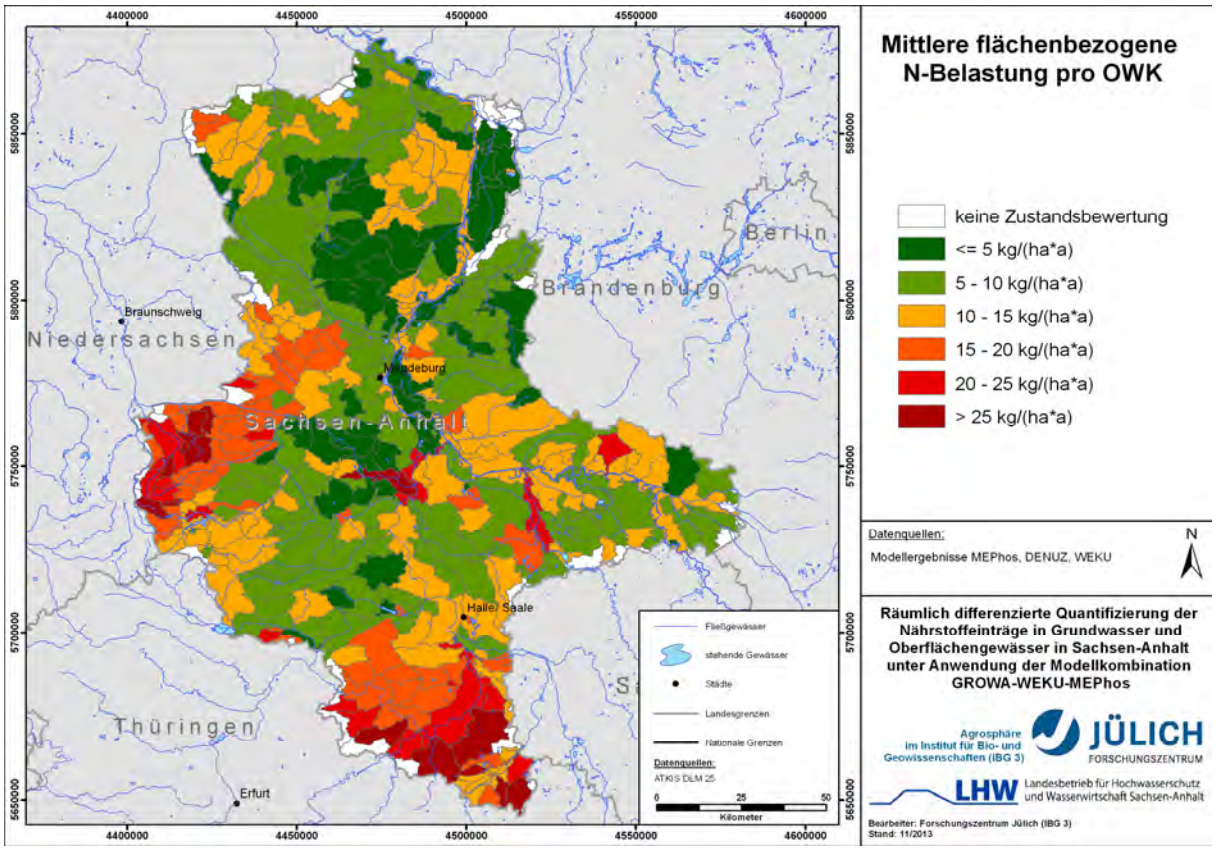


Abbildung 9-30: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK

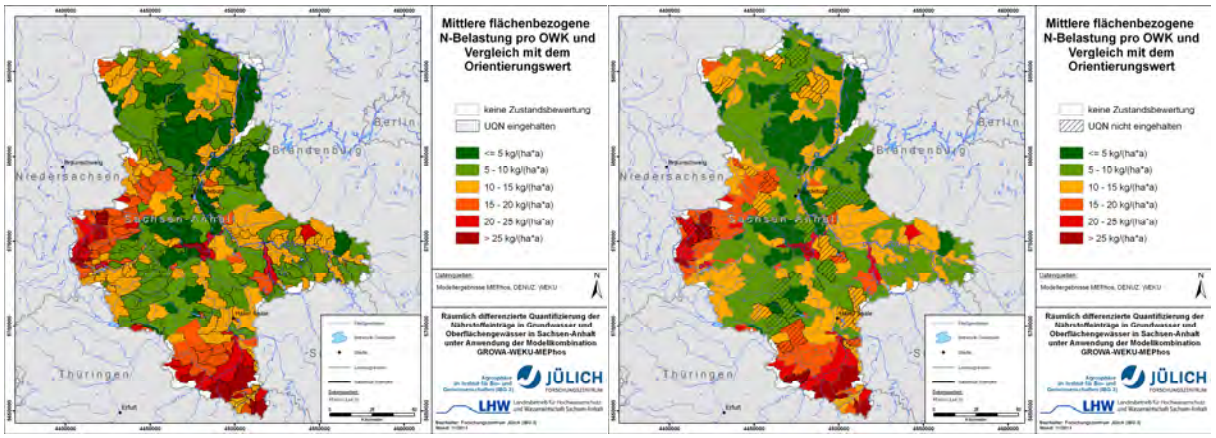


Abbildung 9-31: Mittlere flächenbezogene N-Belastung pro OWK mit eingehaltenem Umweltqualitätsziel (links) und nicht eingehaltenem Umweltqualitätsziel (rechts)

Der Abbildung 9-32 kann man die Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK entnehmen. Diese Abbildung kann dazu dienen, mögliche Maßnahmenprogramme zielgerichtet nach Eintragspfad umzusetzen.

Das komplette Informationssystem wurde dem LHW als Exceldatei übergeben.

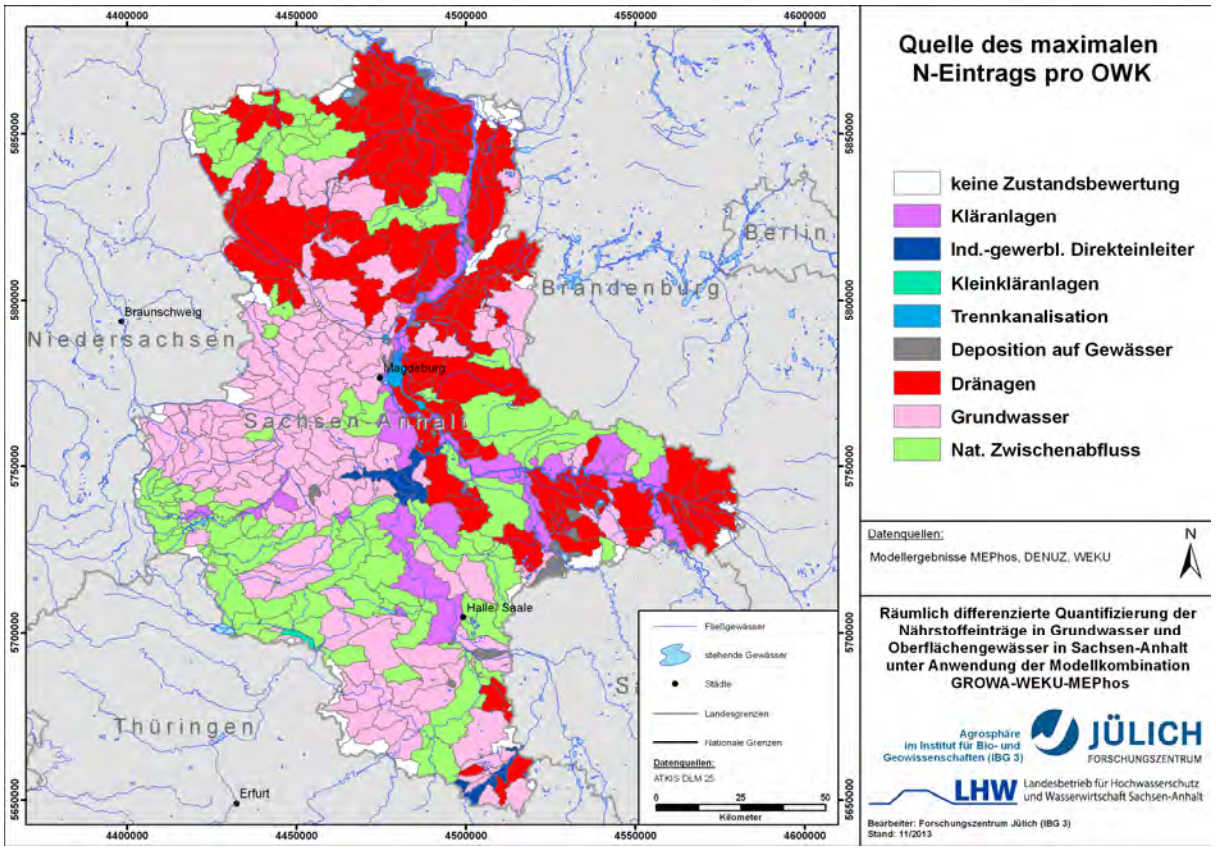


Abbildung 9-32: Quelle des maximalen N-Eintrags pro OWK

9.7 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N- Konzentration) von 63 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000-2010 zur Verfügung. Jedoch nur 31 Einzugsgebiete konnten hiervon zur Frachtvalidierung verwendet werden (siehe Kap. 8.8).

Bei 32 der Teileinzugsgebiete, für die Messwerte zum Stickstoffgehalt im Vorfluter vorlagen, wurden entweder signifikante Beeinflussungen des natürlichen Abflussgeschehens durch anthropogene Einflüsse nachgewiesen oder aber es fehlten Messwerte zum Abfluss für mehr als 10% der Zeitreihe von 1971-2000 (vgl. Kap. 8.8.). Da zu erwarten ist, dass sich dieser Fehler bei der Validierung der Modellergebnisse zum Stickstoffeintrag in die Vorfluter fortsetzt, wurden diese Teileinzugsgebiete bei der Validierung nicht berücksichtigt.

Die Frachtberechnung erfolgte nach der OSPAR-Methode (OSPAR, 1998), Details können Tetzlaff (2006) entnommen werden. Zur Validierung wurden die N-Einträge aller betrachteten diffusen und punktuellen Eintragspfade summiert und die Retention im Gewässer ermittelt. Hierzu wurden die von Behrendt et al., (1999) veröffentlichten Algorithmen angewendet. Bei den betrachteten Einzugsgebieten liegt die Retention von N im Gewässer danach zwischen 30 % und 70 % der eingetragenen Fracht.

Die Beträge für die N-Retention im Gewässer wurden von der Summe der Einträge subtrahiert. Wie das in Abbildung 9-33 dargestellt Ergebnis zeigt, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten zufriedenstellend, was sich auch im Bestimmtheitsmaß von r^2=0,68 widerspiegelt. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten

sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine befriedigende Übereinstimmung dar.

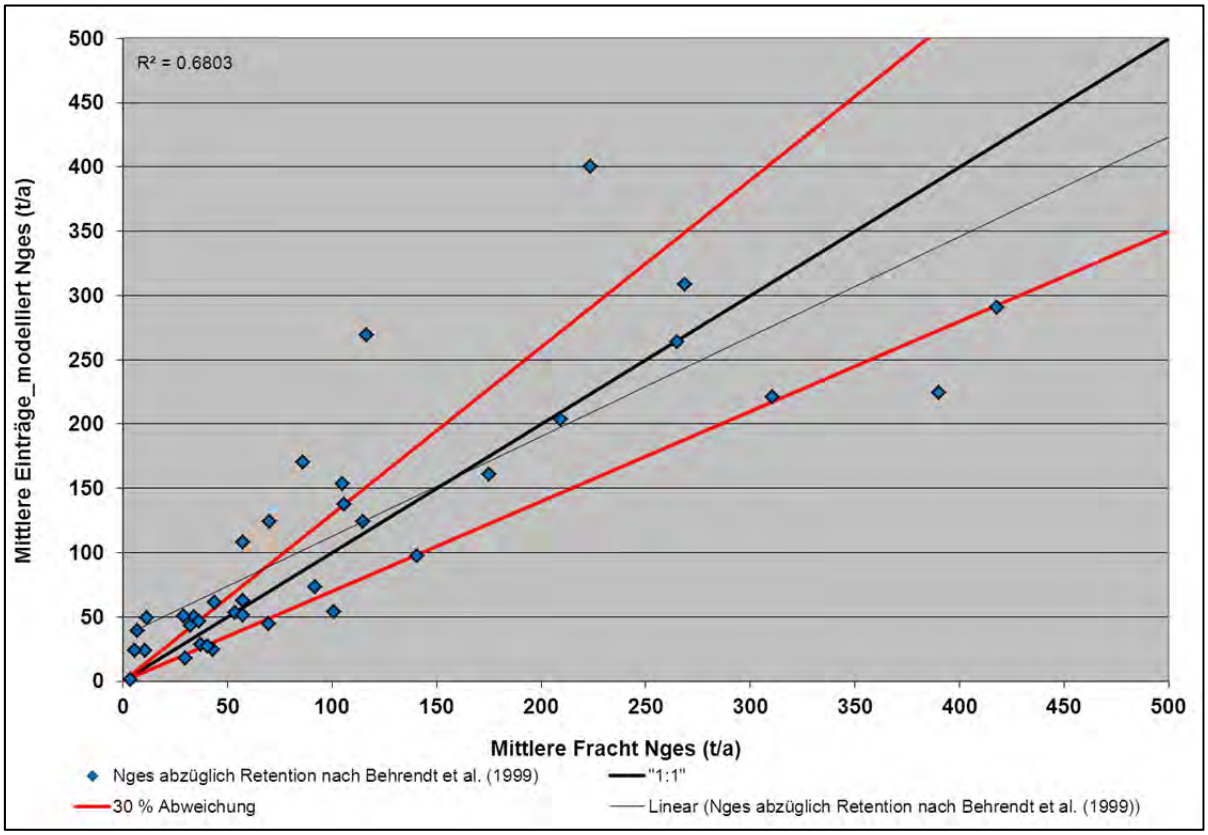


Abbildung 9-33: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen N-Frachten unter Berücksichtigung der gewässerinternen Retention

10 Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen

10.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer

10.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Einträge über Dränagen stellen mit ca. 27 t/a eine untergeordnete P-Quelle dar. Abbildung 10-1 zeigt die Verteilung der P-Einträge innerhalb der künstlich entwässerten Fläche Sachsen-Anhalts. Die flächenbezogenen Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen rangieren zwischen ca. 0,1 und über 1 kg/(ha*a), wobei i.W. niedrige und sehr niedrige Einträge unter 0,15 kg/(ha*a) aufgrund der verbreiteten Mineralböden typisch sind. Lediglich einige Niedermoore weisen punktuell höhere P-Einträge auf.

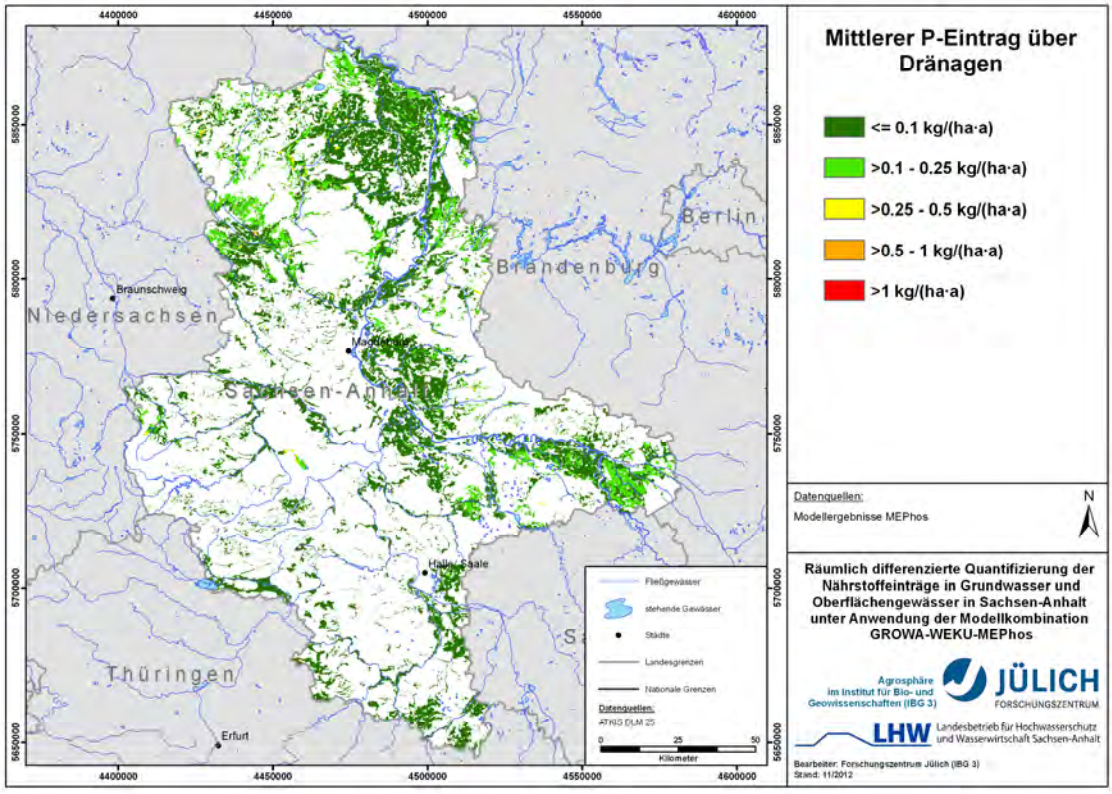


Abbildung 10-1: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Dränagen

10.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

Abbildung 10-2 zeigt die Ergebnisse des mittleren jährlichen P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss. Ähnlich wie bei den P-Einträgen über Dränagen ist die räumliche Differenzierung der betroffenen Gebiete gering. Höhere Einträge als 0,1 kg/(ha*a) werden lediglich für Teile des Harzes modelliert, in denen aufgrund der erhöhten Niederschläge auch höherer Zwischenabfluss auftritt. Mit ca. 30 t/a Eintrag im gesamten Bundesland Sachsen-Anhalt ist dieser Eintragspfad für die P-Belastung ebenfalls von untergeordneter Bedeutung.

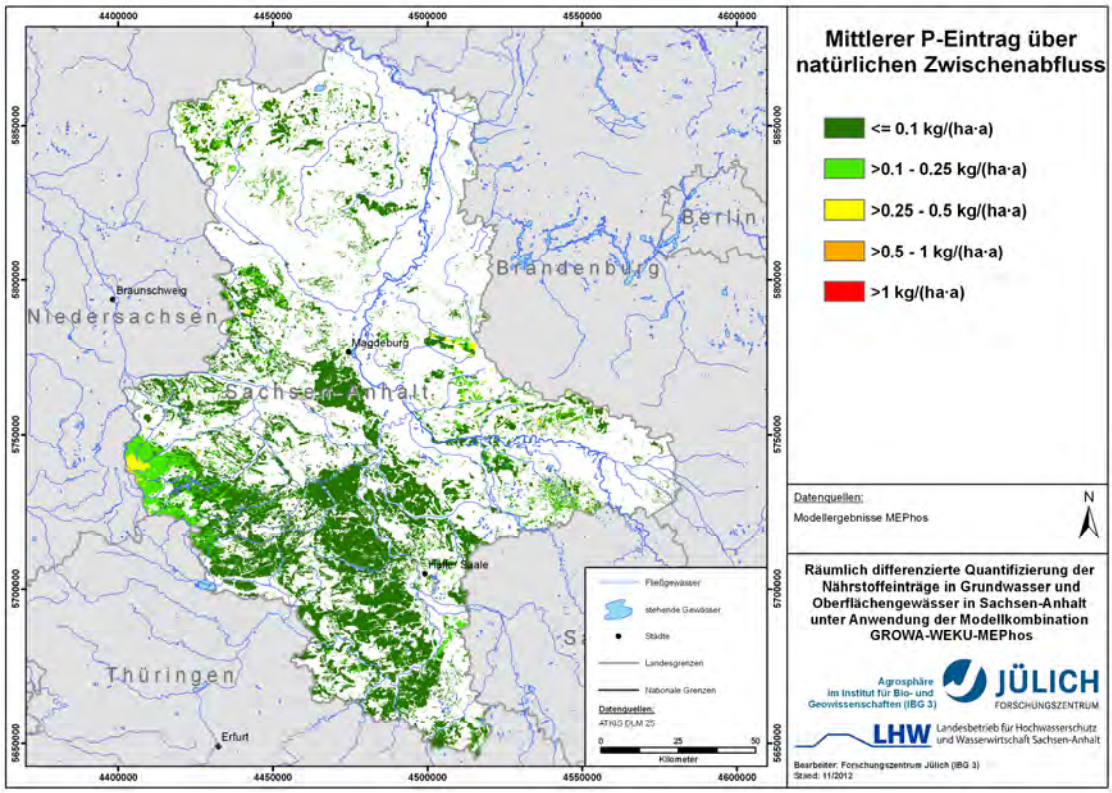


Abbildung 10-2: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über natürlichen Zwischenabfluss

10.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser

Die Modellergebnisse zum P-Eintrag über Grundwasser zeigen einen Gesamteintrag von ca. 57 t/a, wobei die flächenbezogenen Einträge selten 0,1 kg/(ha*a) übersteigen. Da sich die P-Konzentrationen im Grundwasser, die für die Modellierung angesetzt wurden und die aus Messwerten des Grundwasser-Monitorings der Länder abgeleitet wurden, in einem engen Rahmen um 0,06 mg/l bewegen (Kapitel 5.3), ist der Grund hierfür v. a. in den niedrigen Grundwasserneubildungsraten zu suchen (Kapitel 8.5). Im zentralen Teil Sachsen-Anhalts zwischen Magdeburg und Halle, d.h. im Regenschatten des Harzes, wird dies durch großräumig niedrige P-Einträge von <0,01 kg/(ha*a) besonders deutlich.

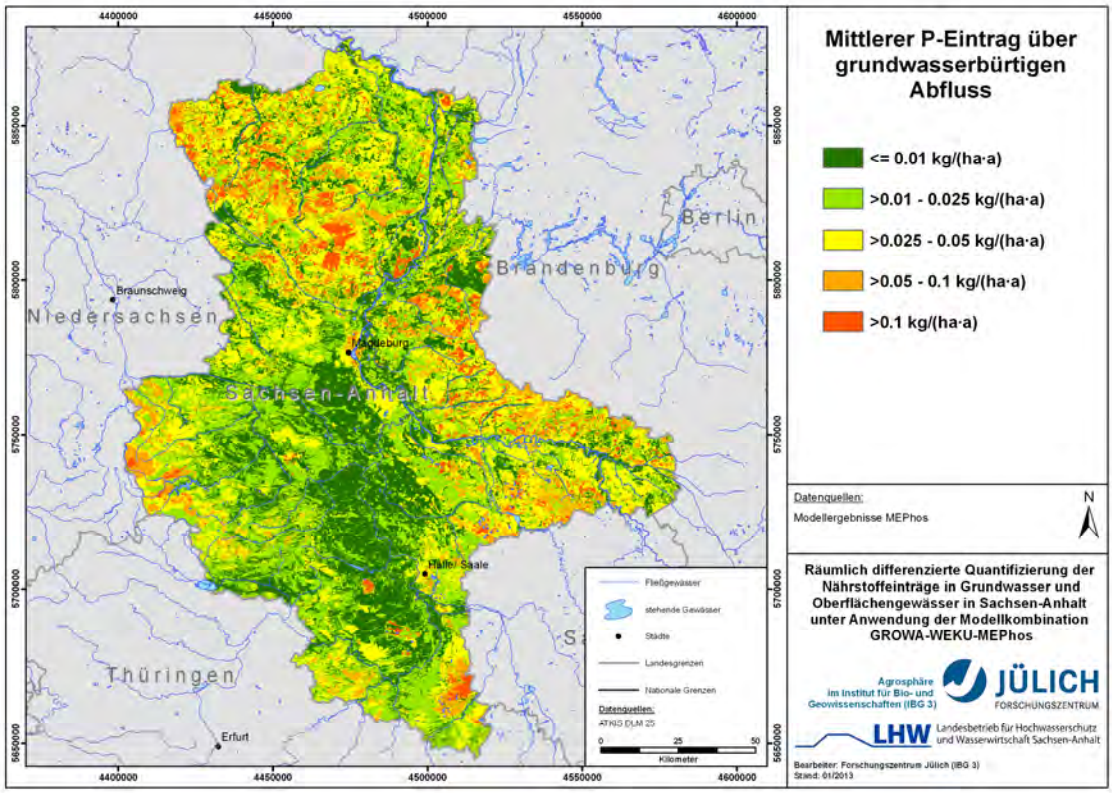


Abbildung 10-3: Mittlere jährliche Einträge von Pgesamt über grundwasserbürtigen Abfluss

10.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Die Karten zum Sedimenteintrag und zum P-Gehalt im Oberboden (Abbildung 7-19, Abbildung 5-4) stellen die Grundlagen für die Ermittlung des P-Eintrags über Erosion in die Oberflächengewässer dar, der sich aus Abbildung 10-4 ergibt. Da insgesamt lediglich 6% des Bodenabtrags als Sediment die Oberflächengewässer erreichen, sind gemessen an der gesamten Ackerfläche die für den P-Eintrag verantwortlichen Teilflächen relativ klein. Entsprechend den Schwerpunkträumen des Sedimenteintrags sind auch für den P-Eintrag über Erosion besonders betroffene Räume der Harz sowie sein nordöstliches Vorland bis hin zur Magdeburger Börde. In den Schwerpunkträumen sind Bode und Wipper besonders betroffene Flussgebiete. Hier finden sich zahlreiche Ackerflächen, von denen im langjährigen Mittel >50 kg/a P in die Oberflächengewässer gelangen. Insgesamt stellt der Eintragspfad Erosion mit 95 t/a den bedeutendsten Pfad für diffuse P-Einträge dar.

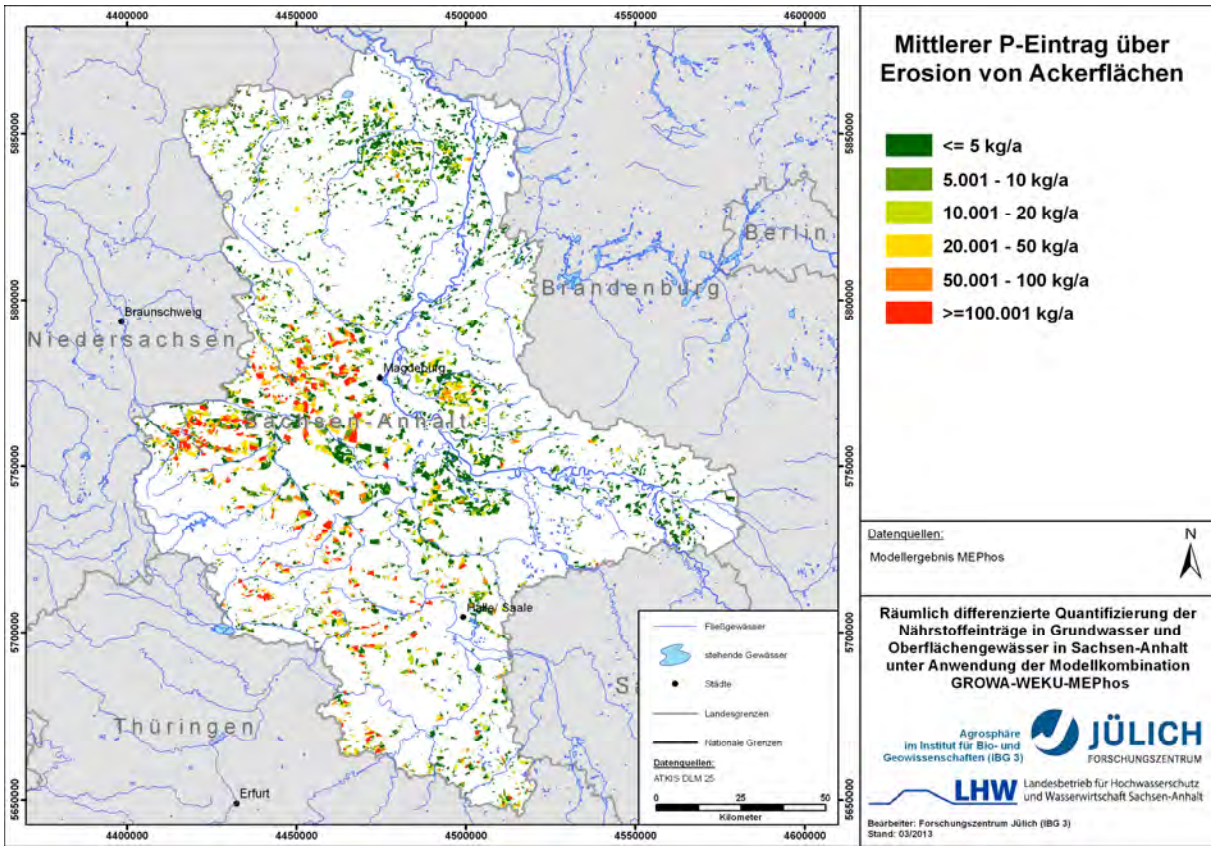


Abbildung 10-4: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Erosion

10.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Schwerpunkträume für P-Einträge über Abschwemmung (Abbildung 10-5) sind ebenfalls der Harz und sein nördöstliches Vorland. Aufgrund der geringen Niederschläge in Sachsen-Anhalt und der damit verbundenen relativ geringen Oberflächenabflüsse treten P-Einträge über Abschwemmung von >0,05 kg/(ha*a) kaum auf. Aufgrund des relativ geringen flächenbezogenen Eintrags und der wenigen betroffenen Flächen beträgt der gesamte Eintrag lediglich ca. 3 t/a. Damit stellt Abschwemmung den Eintragspfad mit der niedrigsten Bedeutung aller P-Quellen dar.

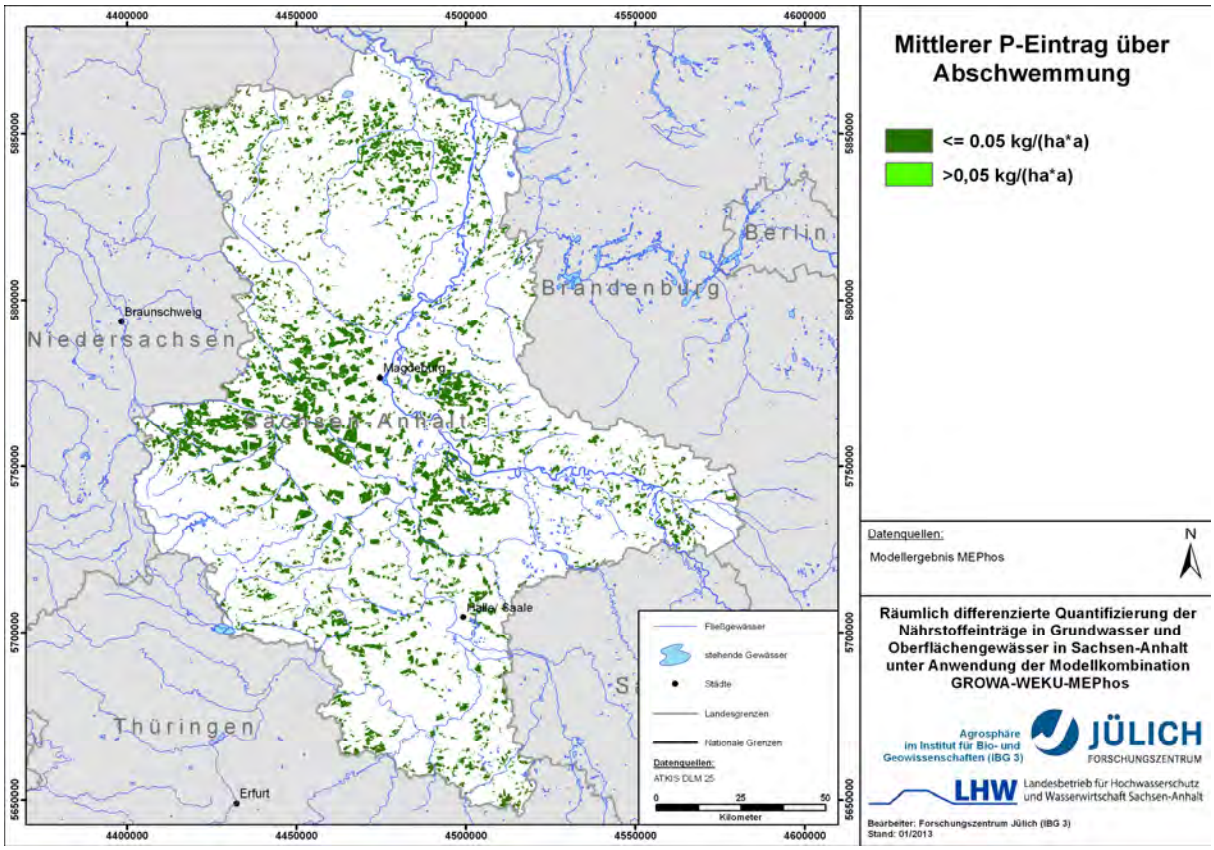


Abbildung 10-5: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Abschwemmung

10.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen

Mit ca. 22 t/a leisten P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen den zweitniedrigsten Beitrag diffuser Quellen zur Belastung der Oberflächengewässer. Mit entscheidend für den P-Eintrag ist die Breite der Oberflächengewässer, die sich jedoch im Kartenmaßstab des Projekts nicht darstellen lässt. Deshalb wird auf eine separate Kartendarstellung an dieser Stelle verzichtet.

10.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

10.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Abbildung 10-6 bildet die Standorte der kommunalen Kläranlagen und ihre standortbezogenen P-Emissionen ab. Im Bezugszeitraum 2008-2010 emittieren Kläranlagen 141 t/a P_{gesamt}. Die Dichte der kommunalen Kläranlagen sowie ihre Größe und Einleitfracht sind im Süden Sachsen-Anhalts höher als im Norden, was auf die Verteilung der Bevölkerungsdichten zurückzuführen ist (Abbildung 6-2).

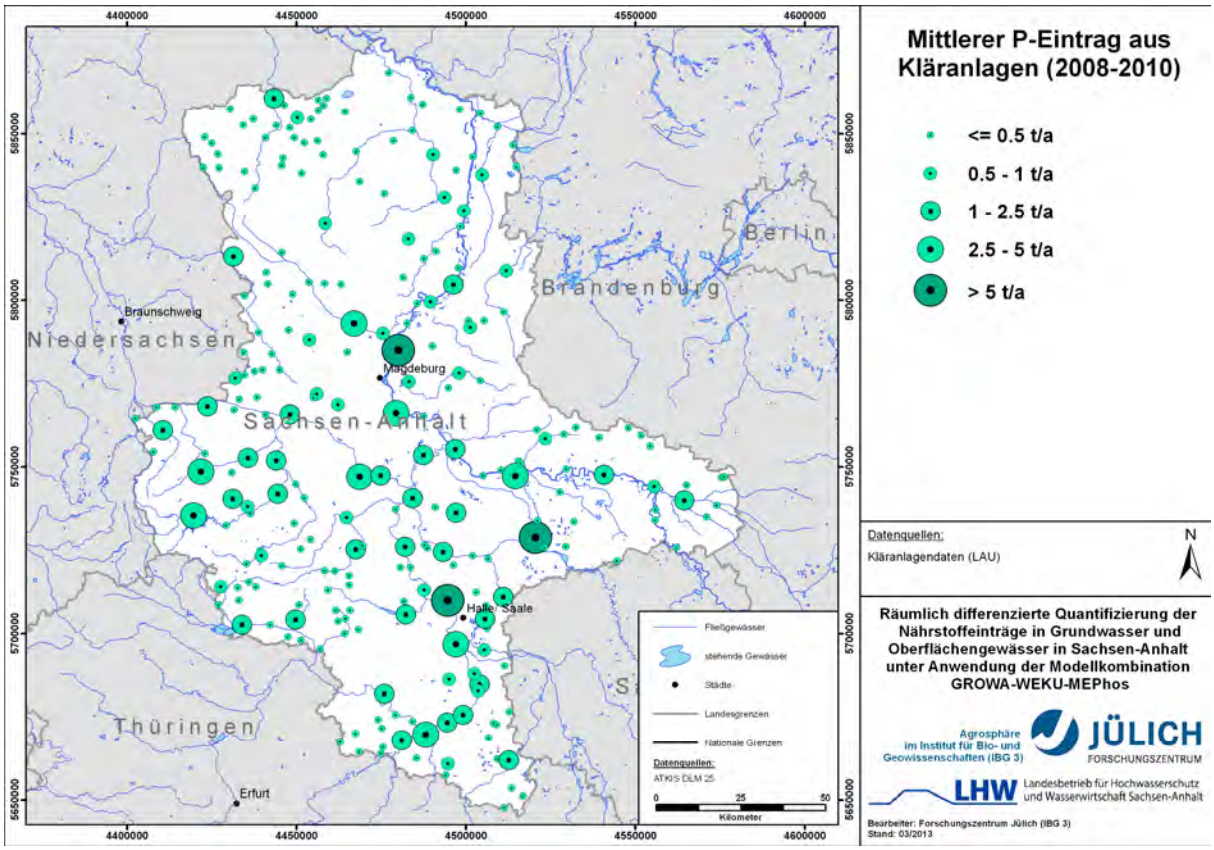


Abbildung 10-6: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus kommunalen Kläranlagen

10.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Abbildung 10-7 bildet die Standorte der industriell-gewerblichen Direkteinleiter und ihre standortbezogenen P-Emissionen ab. Die industriellen Direkteinleitern sind im Vergleich zu kommunalen Direkteinleitern deutlich in der Minderzahl. Dies spiegelt sich auch in den P-Einträgen wider: aus Kläranlagen stammen 141 t/a, aus industriellen Direkteinleitern ca. 19 t/a. Diese Angaben wurden vom LAU bestätigt (email von Herrn Raiko Fröhlich vom 15.03.2013). Den zeitlichen Bezug der Daten bilden die Jahre 2009 und 2010. Signifikante Einleitfrachten pro Standort sind auf die Flussläufe von Saale, Elbe und Mulde beschränkt.

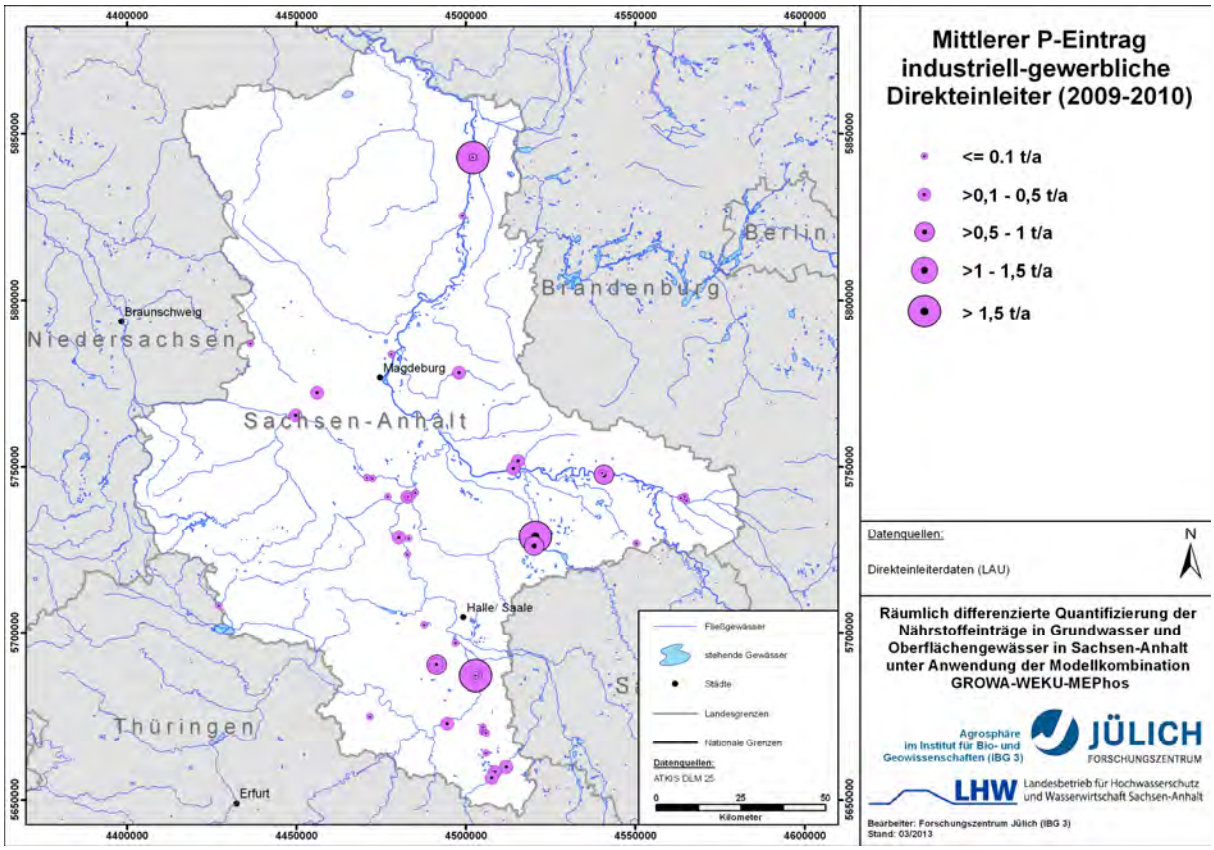


Abbildung 10-7: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus industriellen Direkteinleitern

10.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung

Die MEPhos Modellergebnisse ergeben mittlere P-Einträge über Mischwasserentlastung von ca. 27 t/a. Wie in der Modellbeschreibung dargelegt, werden die Ergebnisse aufgrund der Eingangsdaten für Gemeindeflächen aggregiert. Das Ergebnis zeigt Abbildung 10-8. Entsprechend den geringen Anteilen bzw. des Fehlens von Mischsystemen außerhalb der Ballungsgebiete Sachsen-Anhalts sowie der von Nord nach Süd zunehmenden Bevölkerungsdichte sind P-Einträge über Mischwasserentlastung tendenziell eher in den südlichen Gemeinden des Landes von Bedeutung. Kleinräumig erhöhte Belastungen werden für Magdeburg, Halle, Dessau und Naumburg modelliert. Hier treten P-Emissionen von über 1,5 t/a auf.

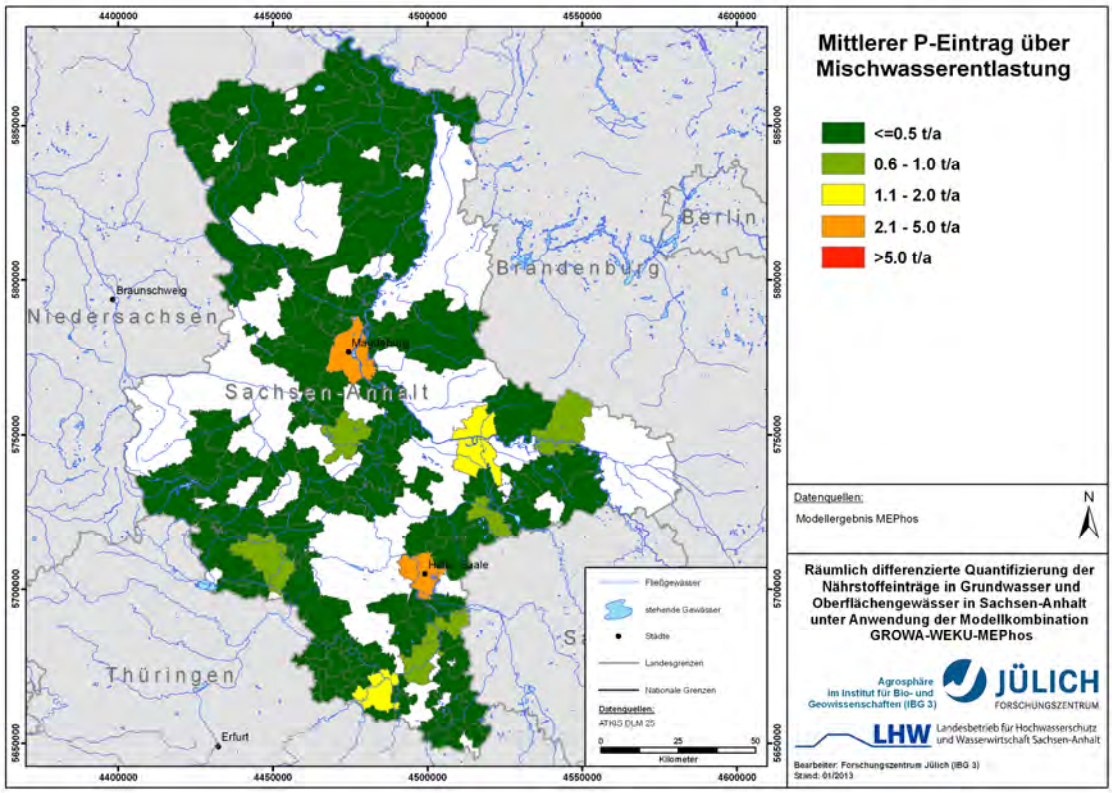


Abbildung 10-8: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Mischwasserentlastung

10.2.4 P-Einträge über Trennkanalisationen

Die mittleren jährlichen P-Einträge über Trennkanalisationen zeigt Abbildung 10-9. Insgesamt erreichen die Oberflächengewässer jährlich ca. 59 t/a, d.h. P-Emissionen aus der Ableitung von Regenwasser stellen die zweitwichtigste Punktquelle dar. Dabei entfallen größere Anteile auf die Gemeinden, in denen keine oder nur geringe Anteil an Mischsystemen verbaut sind, wobei auch der urbane Flächenanteil eine Rolle spielt (Abbildung 6-1, Abbildung 7-5). Umgekehrt gilt das Gleiche analog. In den Gemeinden mit über 50 % Anteil der Mischsysteme sind P-Einträge über Trennsysteme unbedeutend.

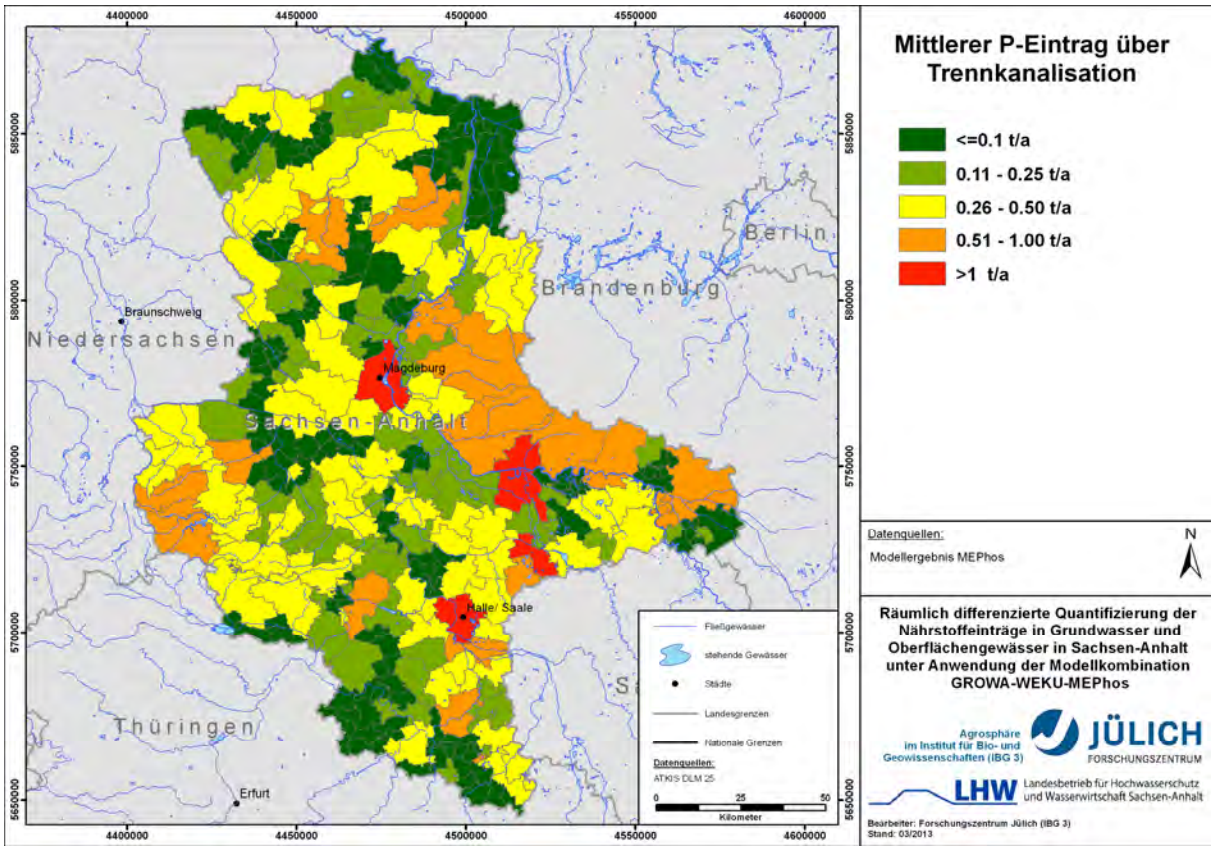


Abbildung 10-9: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Trennkanalisationen

10.2.5 P-Einträge aus Kleinkläranlagen

P-Einträge aus Kleinkläranlagen emittieren ca. 48 t/a und zählen damit eher zu den untergeordneten Quellen. Zwischen den Gemeinden variiert der Eintrag zwischen unter 50 und über 500 kg/a. Die Jahresfrachten aus Kleinkläranlagen wurden als Summenwerte für die 437 Oberflächenwasserkörper vom LAU zur Verfügung gestellt. Die Höhe der Einträge ist aus Abbildung 10-10 zu ersehen.

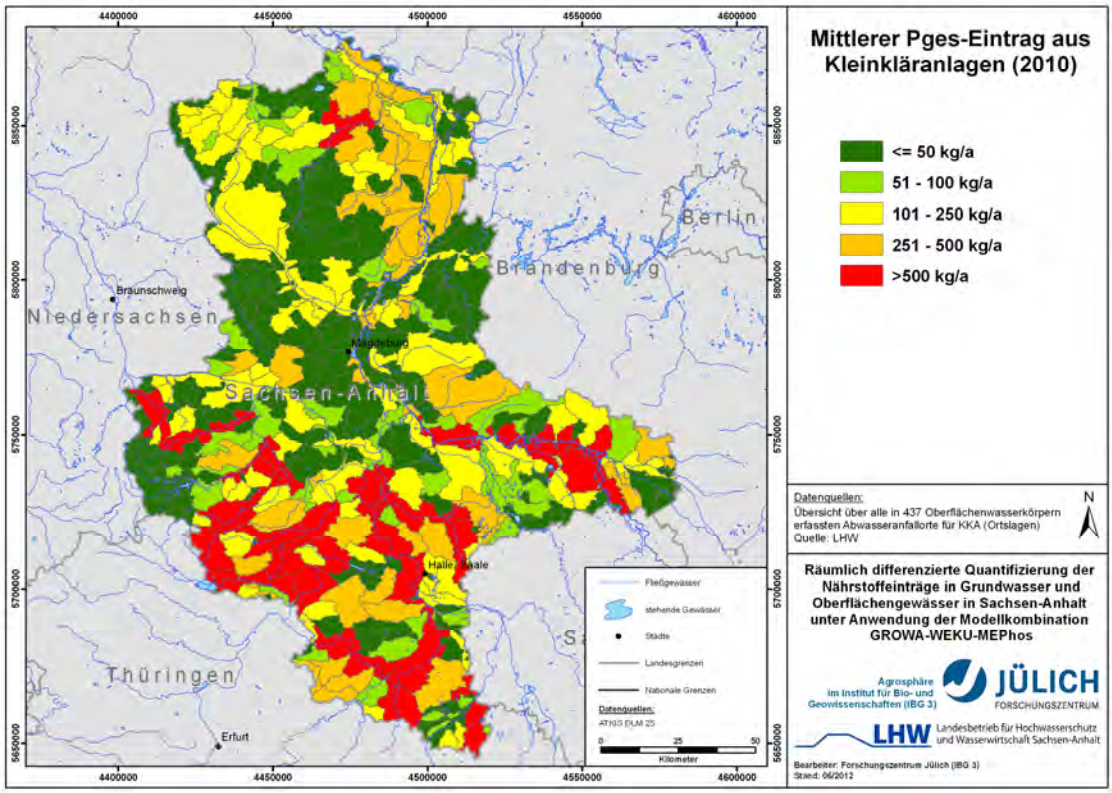


Abbildung 10-10: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Kleinkläranlagen

10.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

Insgesamt werden Gesamteinträge von Gesamt-P von ca. 530 t/a modelliert. Abbildung 10-11 zeigt die Verteilung auf die einzelnen elf Eintragspfade in absoluten Zahlen, Abbildung 10-12 in Prozentangaben. Mit 27 % oder 141 t/a stellen kommunale Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Erosion (95 t/a oder 18 %), Trennkanalisation (59 t/a oder 11 %) und Grundwasser (57 t/a oder 11 %). Über die restlichen sieben Eintragspfade gelangen ca. 33 % oder 178 t/a in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts. Das Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen ist mit 45 zu 55 % noch relativ ausgeglichen.

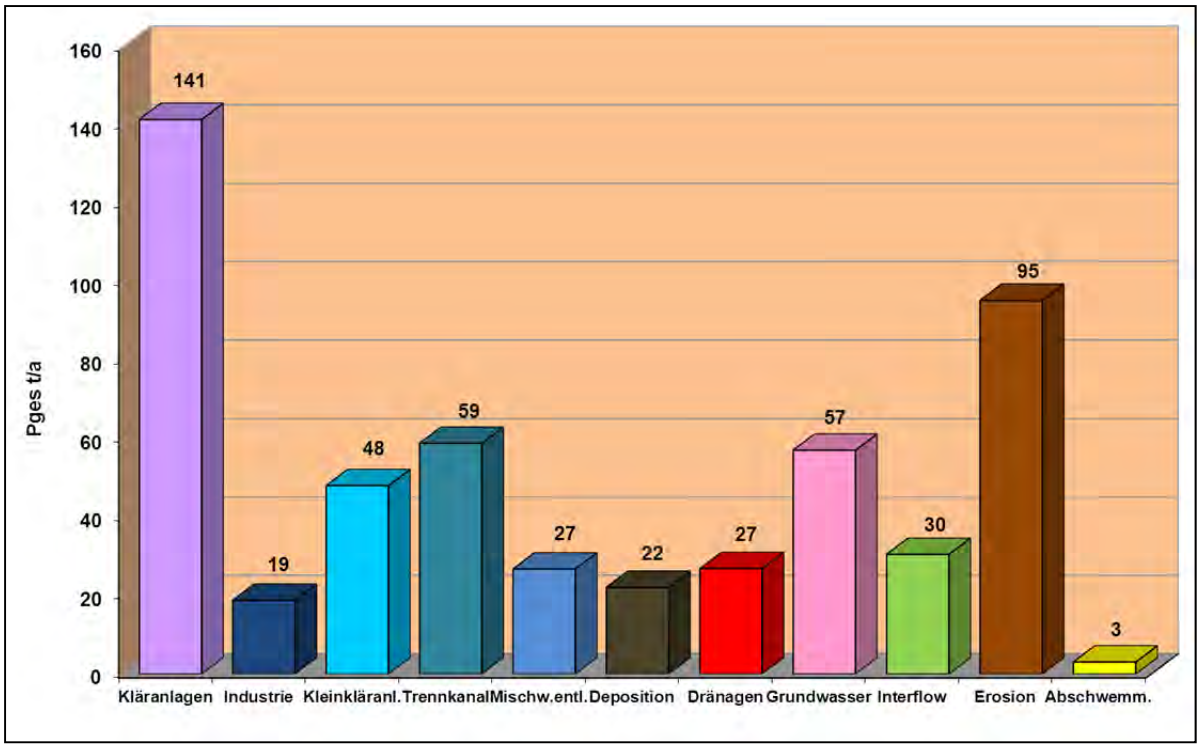


Abbildung 10-11: Pgesamt-Einträge nach Eintragspfaden absolut

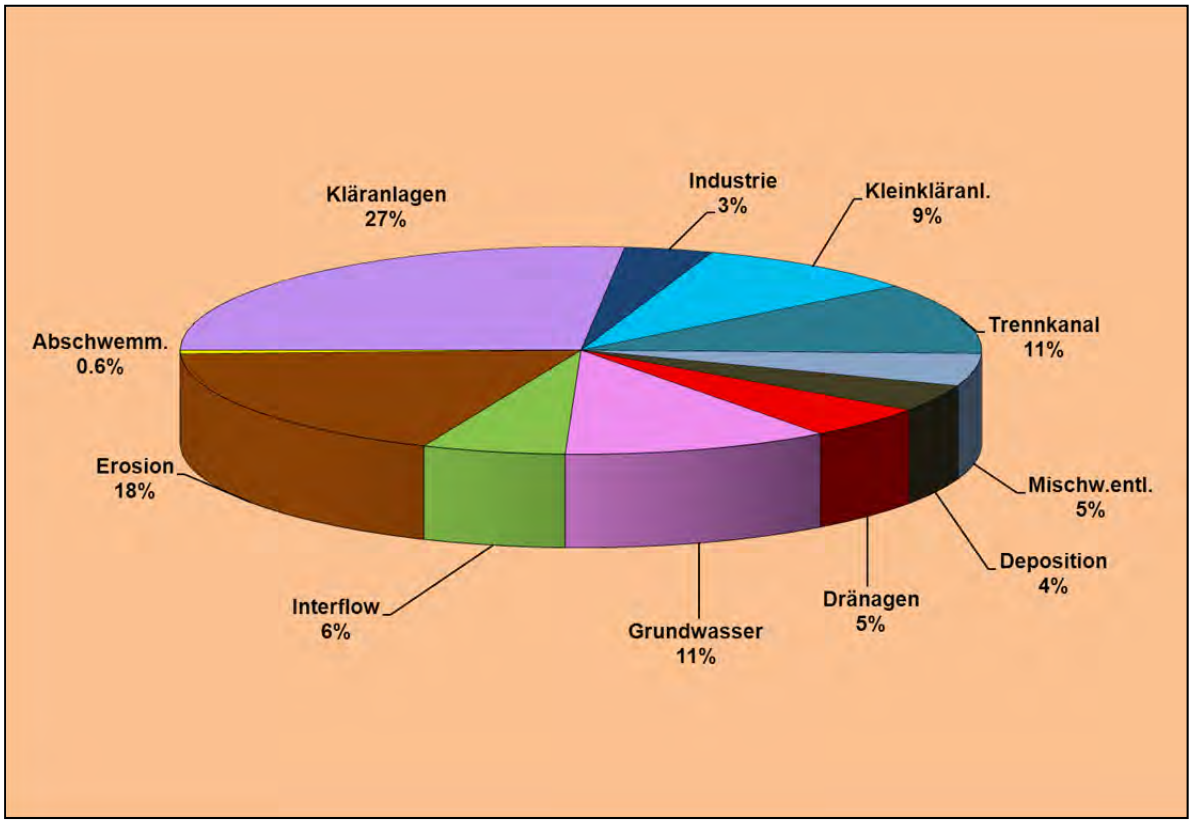


Abbildung 10-12: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag

Um festzustellen, ob die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade repräsentativ nicht nur für den Gesamteintrag Sachsen-Anhalts sondern auch für Teilgebiete ist, wurden die Anteile der Pfade auch für die Einzugsgebiete der Gütemessstellen ermittelt. Das Ergebnis ist in der nachfolgenden Abbildung 10-13 zu sehen.

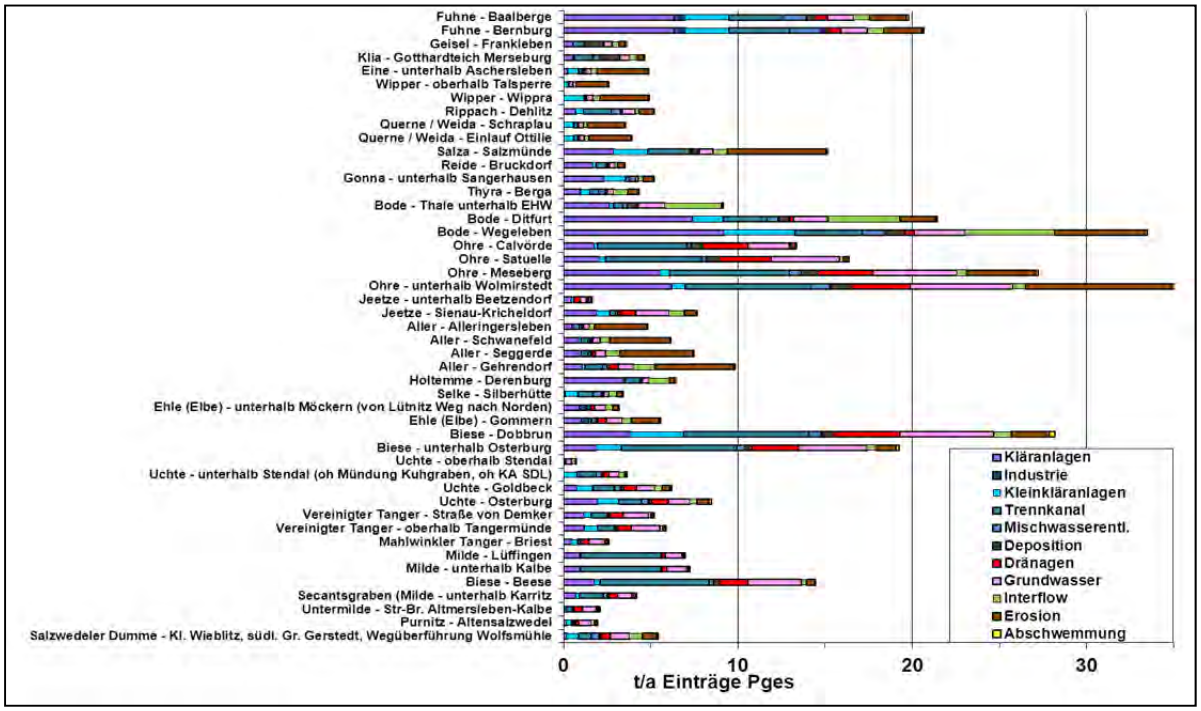


Abbildung 10-13: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am Gesamteintrag in Flusseinzugsgebieten

Wie Abbildung 10-13 zeigt, variiert die Bedeutung der einzelnen Eintragspfade nach naturräumlichen Regionen. Während Kläranlagen-Einträge in sehr vielen Flussgebieten eine signifikante Rolle spielen, überwiegen z.B. Erosionseinträge in den Teilgebieten der Aller, Wipper und Querne/Weida. Natürlicher Zwischenabfluss, der im Landesmittel mit 6% der Einträge keine große Rolle spielt, tritt in den Teilgebieten der Bode aufgrund der hohen Flächenanteile bewaldeteter Hanglagen des Harzes als weiterer relevanter Eintragspfad in Erscheinung. Dränagen spielen in den Teilgebieten von Ohre und Biese eine größere Rolle als im Landesmittel.

10.4 Informationssystem Phosphor

Hintergrund der Erarbeitung eines Informationssystems war der Wunsch nach weiterer Plausibilitätsprüfung der Modellergebnisse mit unabhängigen Daten, d.h., solchen, die nicht bereits in die Modellierung eingeflossen sind, über die Validierung an Gütemessstellen hinaus. Zudem sollten die Modellergebnisse über alle Eintragspfade auf kleinerer Skale summiert werden. Hierzu boten sich Oberflächenwasserkörper an, für die alle MEPhos-Modellergebnisse zum Eintrag über elf Pfade aggregiert wurden, um dann mit Ergebnissen der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer durch den LHW verglichen zu werden. Die aus MEPhos-Modellergebnissen und Zustandsbewertung des LHW für OWK zusammengeführten Informationen wurden mit Filterfunktionen versehen und dem LHW als Excel-Tabelle sowie als shape-Datei zur Verfügung gestellt.

Ein erstes Ergebnis dieses Informationssystems zeigt Abbildung 10-14. Sie zeigt den relativen Anteil der Emissionen aus Punktquellen an der P-Gesamtemission auf Basis von Oberflächenwasserkörpern.

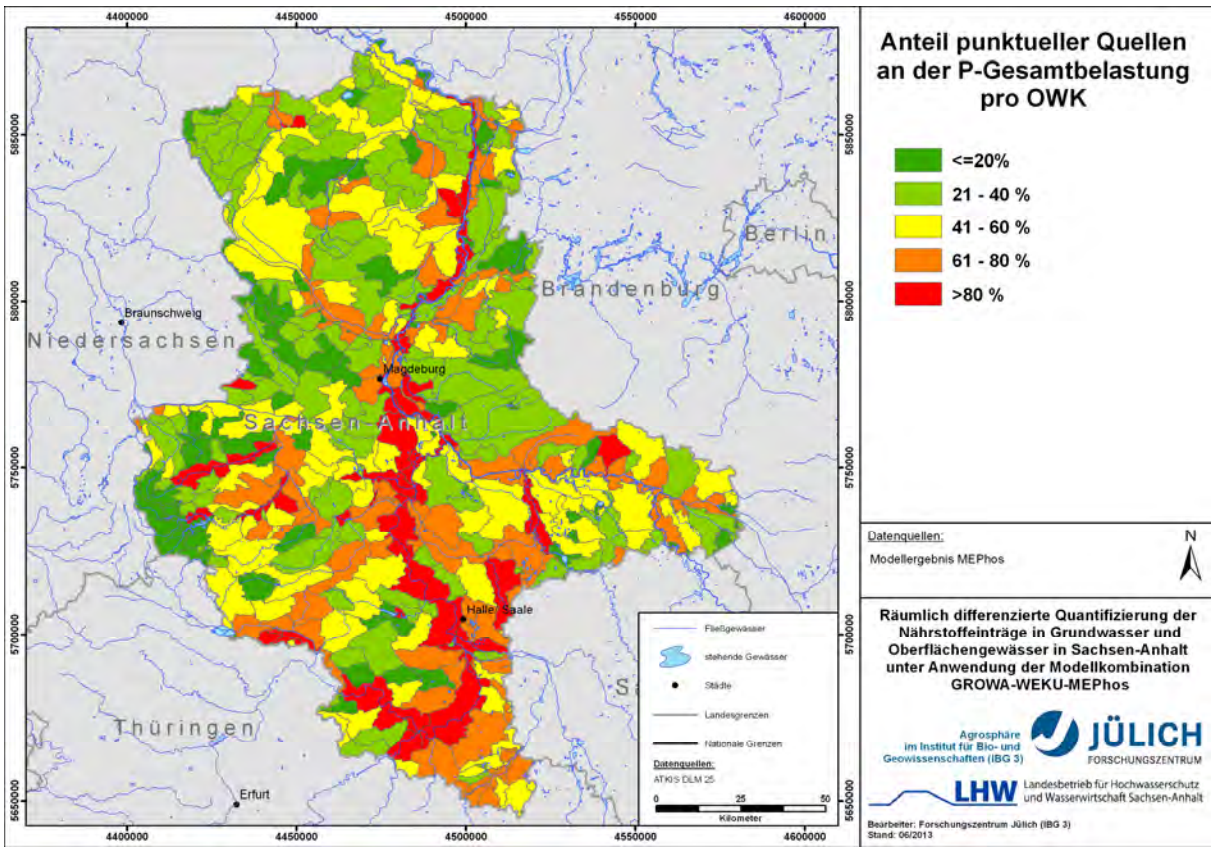


Abbildung 10-14: Prozentualer Anteil von Punktquellen an der Gesamtbelastung pro Oberflächenwasserkörper

Wie aus Abbildung 10-14 zu ersehen, nimmt der Anteil der Punktquellen in Sachsen-Anhalt von Norden nach Süden zu. Dies steht im Einklang mit der in gleicher Richtung zunehmenden Bevölkerungsdichte (Abbildung 6-2). Räumlich zusammenhängende Oberflächenwasserkörper mit einem Anteil von Punktquellen über 61% finden sich ausschließlich an größeren Fließgewässern mit ausreichender Transportkraft.

Abbildung 10-15 zeigt die flächenhafte P-Belastung jedes Oberflächenwasserkörpers, Darunter ist die Summe der P-Einträge aller elf Pfade zu verstehen, die durch die Flächengröße des OWK dividiert wird. Die mittlere P-Belastung in Sachen-Anhalt liegt bei 0,25 kg/(ha*a). Unterdurchschnittliche Belastungen treten demnach weit verbreitet im nördlichen und östlichen Teil auf mit Ausnahme der größeren Fließgewässer. Im Westen und Süden Sachsen-Anhalts ist die Belastung durchweg hoch mit >0,2 bzw. >0,25 kg/(ha*a). Als Ursache für dieses Verteilungsmuster können der größere Anteil punktueller Quellen aber auch die Konzentration von erosionsbürtigen P-Einträgen in diesen westlichen und südlichen Landesteilen ausgemacht werden.

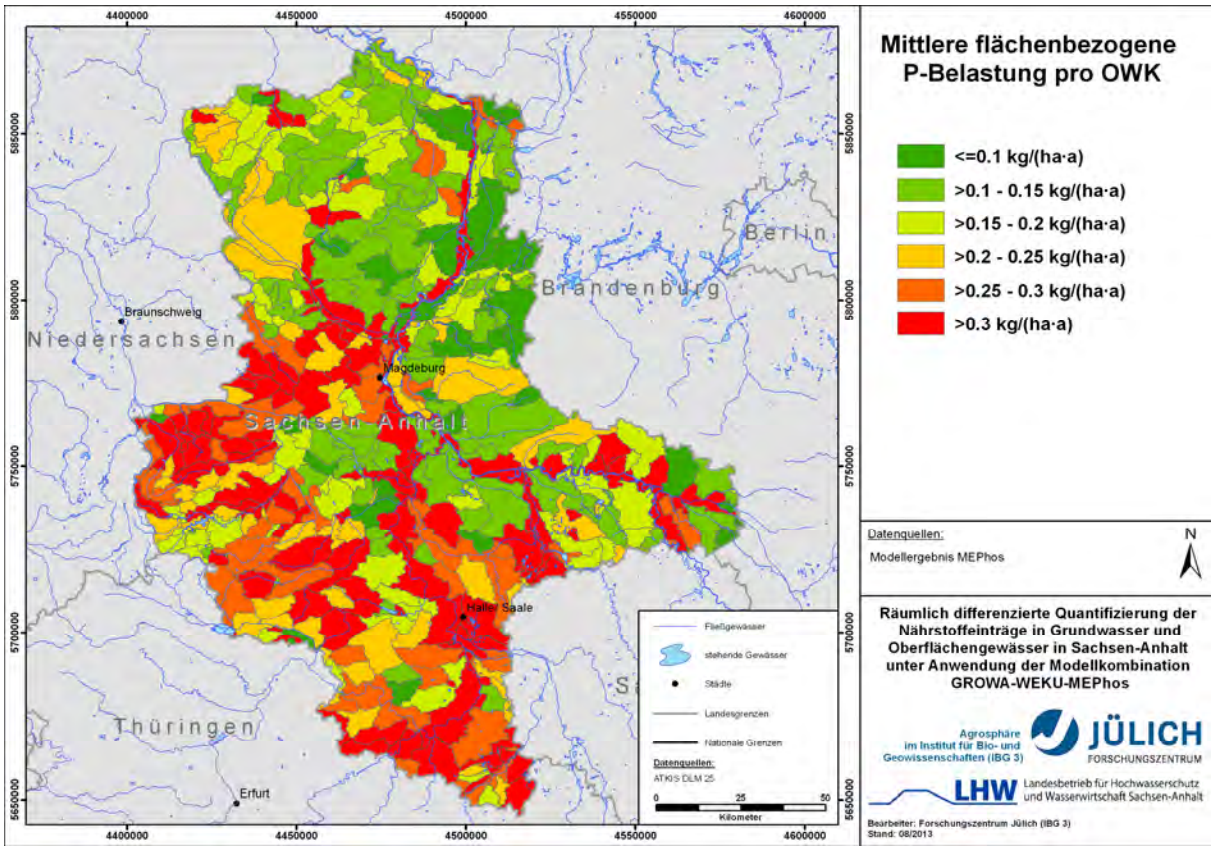


Abbildung 10-15: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK

Die vom LHW durchgeführte Zustandsbewertung der Oberflächengewässer auf Basis der Wasserkörper unterscheidet zwischen Orientierungswerten für Pgesamt sowie ortho-P und enthält Angaben zu 348 OWK. Davon sind 170 klassifiziert als „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P nicht eingehalten“, 81 als „O-Wert Pges eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“ und 51 als „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“. Ein Datensatz erhielt die Klassifizierung „O-Wert Pges eingehalten und O-Wert ortho-P nicht eingehalten“, 45 Datensätze sind als „XXX“ eingestuft. Abbildung 10-16 zeigt die Verteilungen für alle betrachteten Oberflächenwasserkörper nach den Hauptklassifikationen zur Zustandsbewertung. Man erkennt, dass sich die Pgesamt-Belastung der OWK zwischen den Zustandsbewertungen „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P nicht eingehalten“ und „O-Wert Pges eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“ deutlich voneinander unterscheidet. Dies gilt nicht nur für Minima und Maxima sondern für den gesamten Verlauf. Für die mittlere Stufe der Zustandsbewertung „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“ kann eine eindeutige Trennung in der Werteverteilung zu den anderen Stufen nur teilweise festgestellt werden (ca. 1/3 der 51 OWK). Für die unteren 2/3 der OWK zeigt Abbildung 10-16, dass ähnliche und teilweise niedrigere P-Belastungen in den OWK modelliert werden, wie für den guten Zustand mit Einhaltung beider Güteparameter. Trotzdem kann grundsätzlich eine gute Übereinstimmung der Zustandsbewertung mit den Modellergebnissen festgestellt werden.

Als nächstes interessiert der räumliche Aspekt der Übereinstimmung zwischen modellierter P-Belastung der OWK und den Ergebnissen der Zustandsbewertung. Hierzu wurden drei Karten erstellt (Abbildung 10-17 bis Abbildung 10-19).

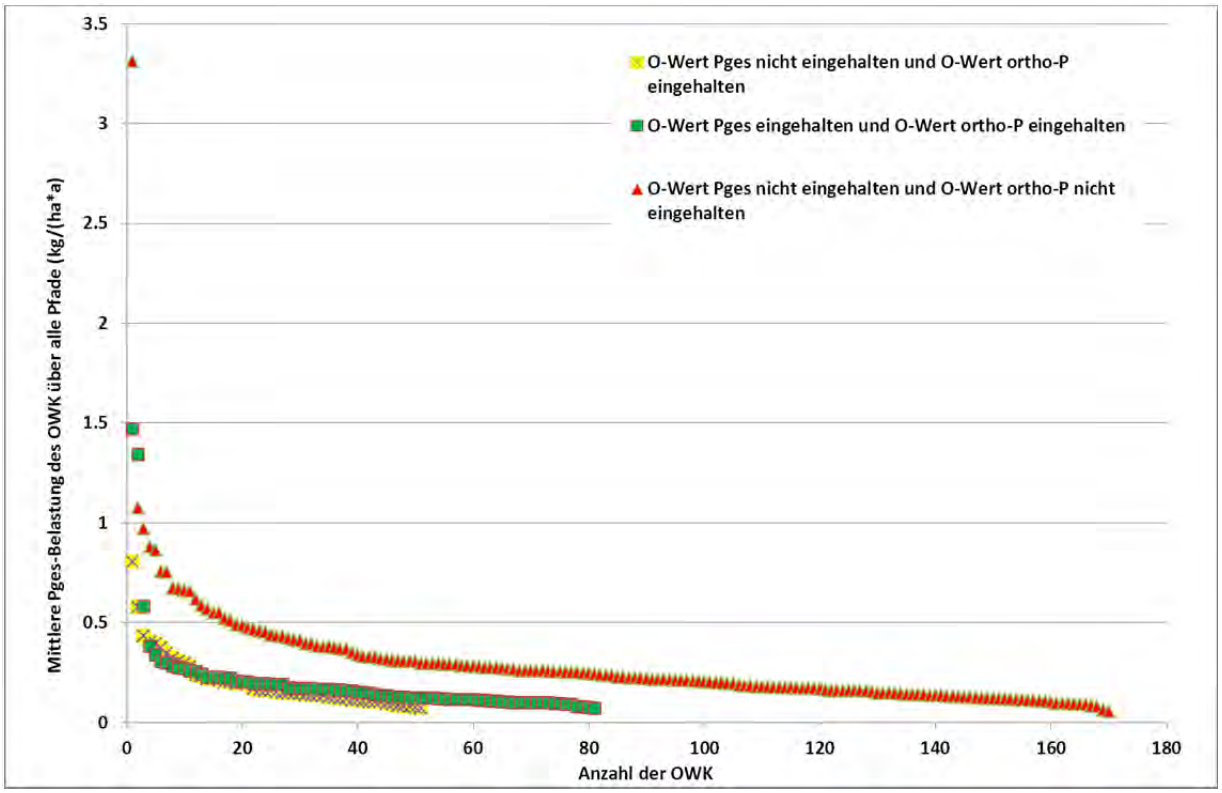


Abbildung 10-16: Verteilungskurven der modellierten P-Belastung für die klassifizierten Oberflächenwasserkörper

Abbildung 10-17 zeigt die mittlere modellierte P-Belastung der OWK, die mit dem Ergebnis der Zustandsbewertung für einen guten Zustand überlagert wurde. Man erkennt, dass der Zustand „O-Wert Pges eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“ v.a. in den nördlichen und zentralen Landesteilen festgestellt wurde und schwerpunkthaft OWK mit P-Belastungen bis zu 0,2 kg/(ha*a) erfasst werden. Von dieser Regel gibt es Ausnahmen, z.B. an Mulde und Bode.

Aus Abbildung 10-18 geht die mittlere modellierte P-Belastung der OWK, die mit dem Ergebnis der Zustandsbewertung für einen schlechten Zustand überlagert wurde, hervor. Man erkennt, dass der Zustand „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P nicht eingehalten“ v.a. in den südlichen Landesteilen festgestellt wurde und schwerpunkthaft OWK mit P-Belastungen zwischen >0,2 und >0,3 kg/(ha*a) erfasst werden. Von dieser Regel gibt es Ausnahmen, v.a. im nördlichen Teil Sachsen-Anhalts.

Aus Abbildung 10-19 geht die mittlere modellierte P-Belastung der OWK, die mit dem Ergebnis der Zustandsbewertung für einen mittleren Zustand überlagert wurde, hervor. Man erkennt, dass der Zustand „O-Wert Pges nicht eingehalten und O-Wert ortho-P eingehalten“ schwerpunkthaft im Osten festgestellt wurde, jedoch grundsätzlich in allen Landesteilen auftritt. Die erfassten P-Belastungen decken das gesamte Spektrum ab, v.a. Werte <0,2 kg/(ha*a).

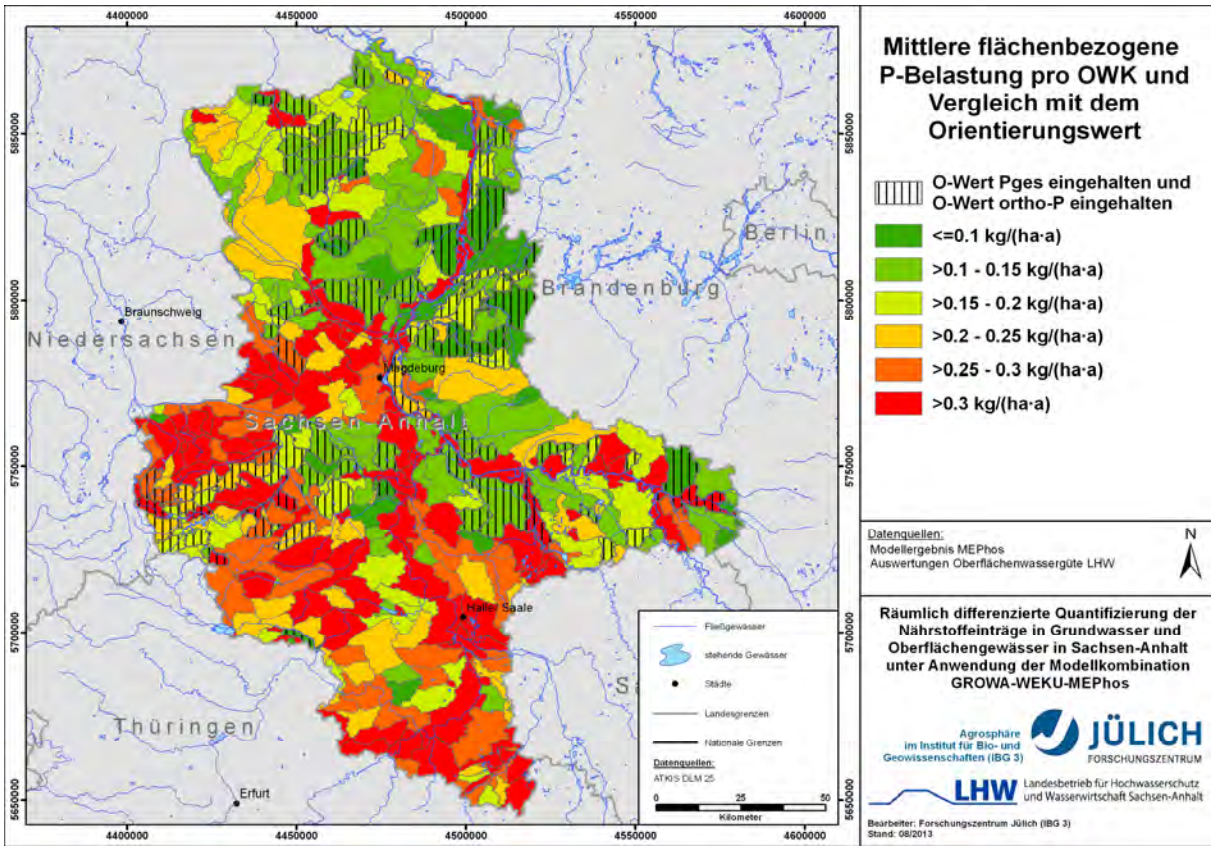


Abbildung 10-17: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit eingehaltenen Orientierungswerten sowohl für P_{gesamt} als auch ortho-P

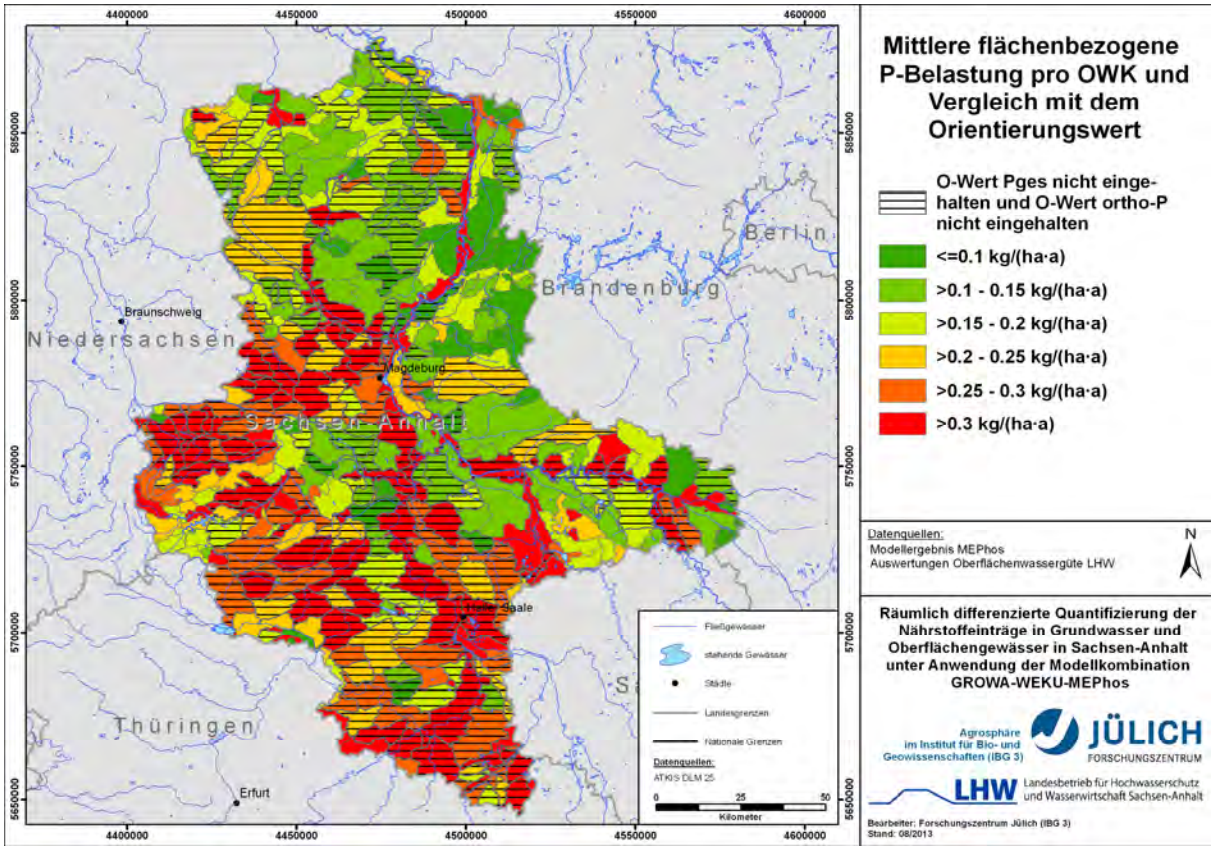


Abbildung 10-18: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit nicht eingehaltenen Orientierungswerten sowohl für ortho-P als auch für P_{gesamt}

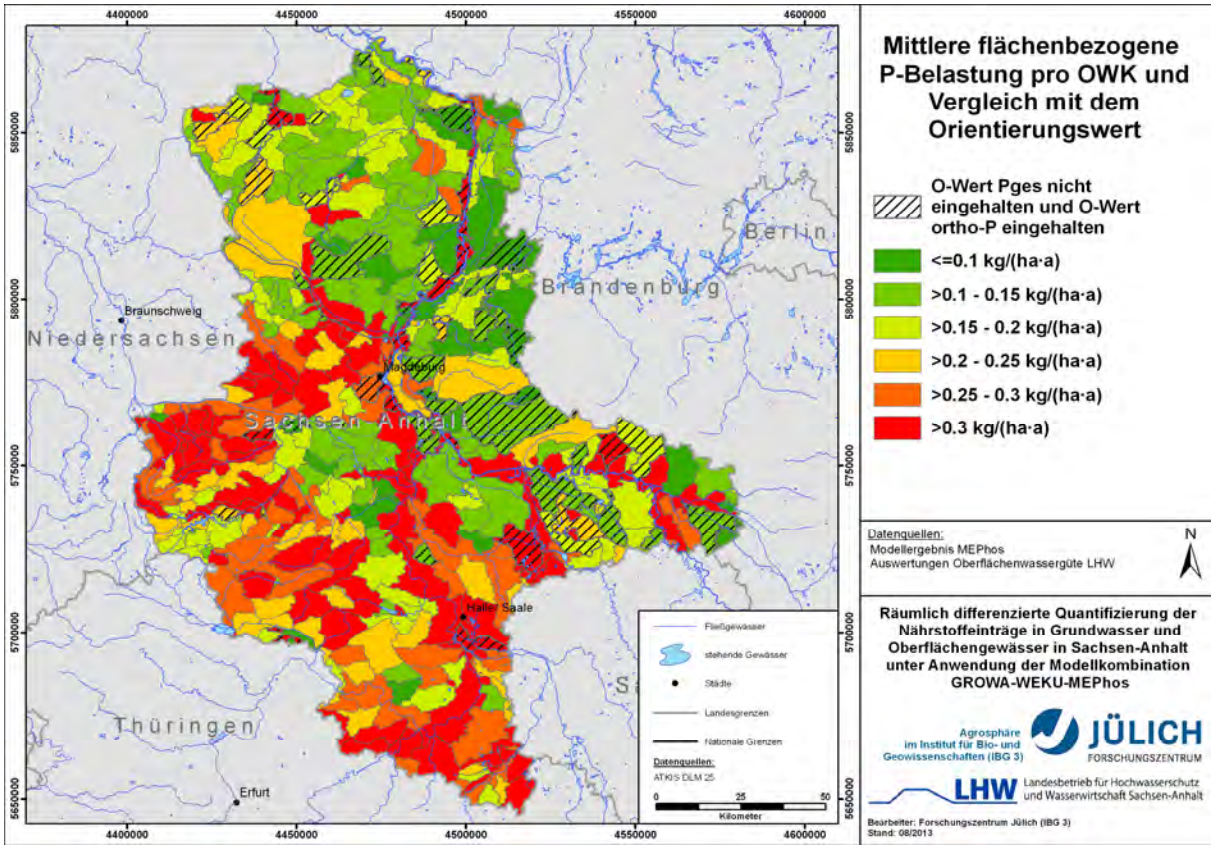


Abbildung 10-19: Mittlere flächenbezogene P-Belastung pro OWK mit eingehaltenen Orientierungswerten für ortho-P und nicht eingehaltenem Orientierungswert für P_{gesamt}

Die Zustandsbewertung der OWK durch den LHW bestätigt damit grundsätzlich die MEPhos-Modellergebnisse zur flächenhaften Belastung über alle Eintragspfade. Hohe Belastungen decken sich mit überwiegend schlechten Gütezuständen, niedrige modellierte Belastungen mit guten Zuständen. Es gibt einzelne Ausnahmen von diesen Regelmäßigkeiten, wie bereits dargelegt. Als Ursache könnten in Betracht kommen:

- Fehlerhafte Eingangsdaten für die Modellierung und daraus resultierend fehlerhafte Ergebnisse
- Oder: Modellergebnis ist richtig und die betroffenen Gewässer weisen eine hohe Transportkraft auf bzw. es treten ausreichend hohe Abflüsse auf, um die Einträge zu „verdünnen“; Insofern wären beide Ergebnisse (Modell und Zustandsbewertung) plausibel.

Um gezielte Ursachenforschung betreiben zu können, können mit dem „Informationssystem Phosphor“ Oberflächenwasserkörper mit beliebigen Kriterienkombinationen gefiltert werden. Die weitergehende Ursachenforschung erfordert flussgebietsspezifische Detailkenntnisse und kann im Rahmen des vorliegenden Projekts vom FZJ nicht weiter vertieft werden.

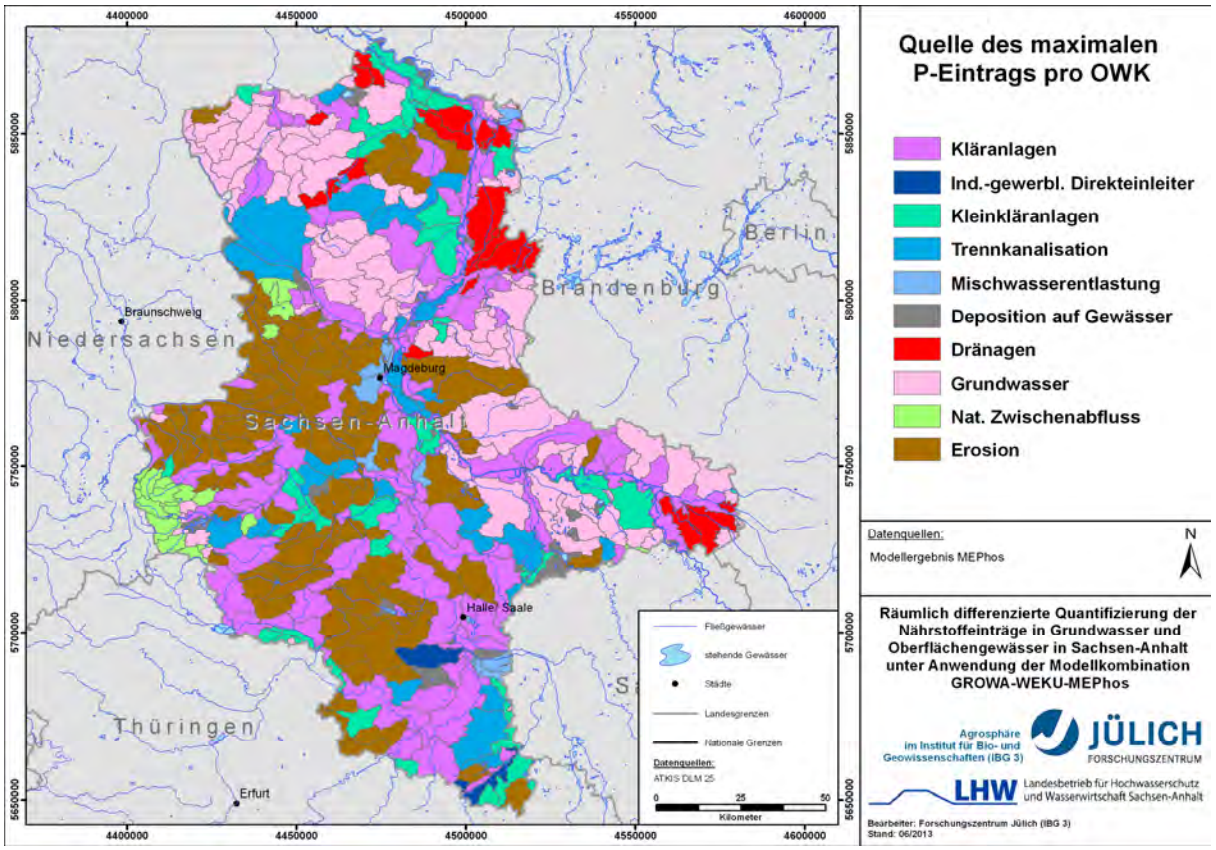


Abbildung 10-20: Quelle des maximalen P-Eintrags pro OWK

Abbildung 10-20 kann die Quelle des maximalen P-Eintrags pro OWK entnehmen. Hierzu werden die Einträge über alle Pfade pro OWK verglichen und der Maximalwert herausgefiltert. Diese Abbildung kann dazu dienen, mögliche Maßnahmenprogramme zielgerichtet nach Eintragspfad umzusetzen. Die aus Abbildung 10-11 bzw. Abbildung 10-12 bereits bekannte Dominanz der Eintragspfade Kläranlagen und Erosion sowie Trennkanalisation und Grundwasser für die P-Gesamtemission zeigt sich auch in Abbildung 10-20. In 16% der Oberflächenwasserkörper stellen Einträge aus kommunalen Kläranlagen die größte P-Quelle dar, bei 24 % der OWK ist es Erosion, bei 20 % der OWK Grundwasser und bei 7 % Trennkanalisation. Zusammen genommen werden die maximalen P-Emissionen in 67 % aller OWK durch diese vier Quellen verursacht. Zu beachten ist in diesem Zusammenhang, dass die Angaben auf die Zahl der OWK und nicht auf die Fläche bezogen sind.

10.5 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge in die Oberflächengewässer

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000-2010 mindestens 50 Messungen des Güteparameters Gesamt-P sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen (Kapitel 7.10).

Im Unterschied zum Stickstoff, bei dem gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, wird bei P keine Retention betrachtet, da eine dauerhafte Fixierung von P, z.B. durch Sedimentation von Schwebstoff und partikulär gebundenem P in Stillwasserbereichen

für die mit Messstellen ausgestatteten und hier betrachteten Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts nicht als signifikant erachtet wird.

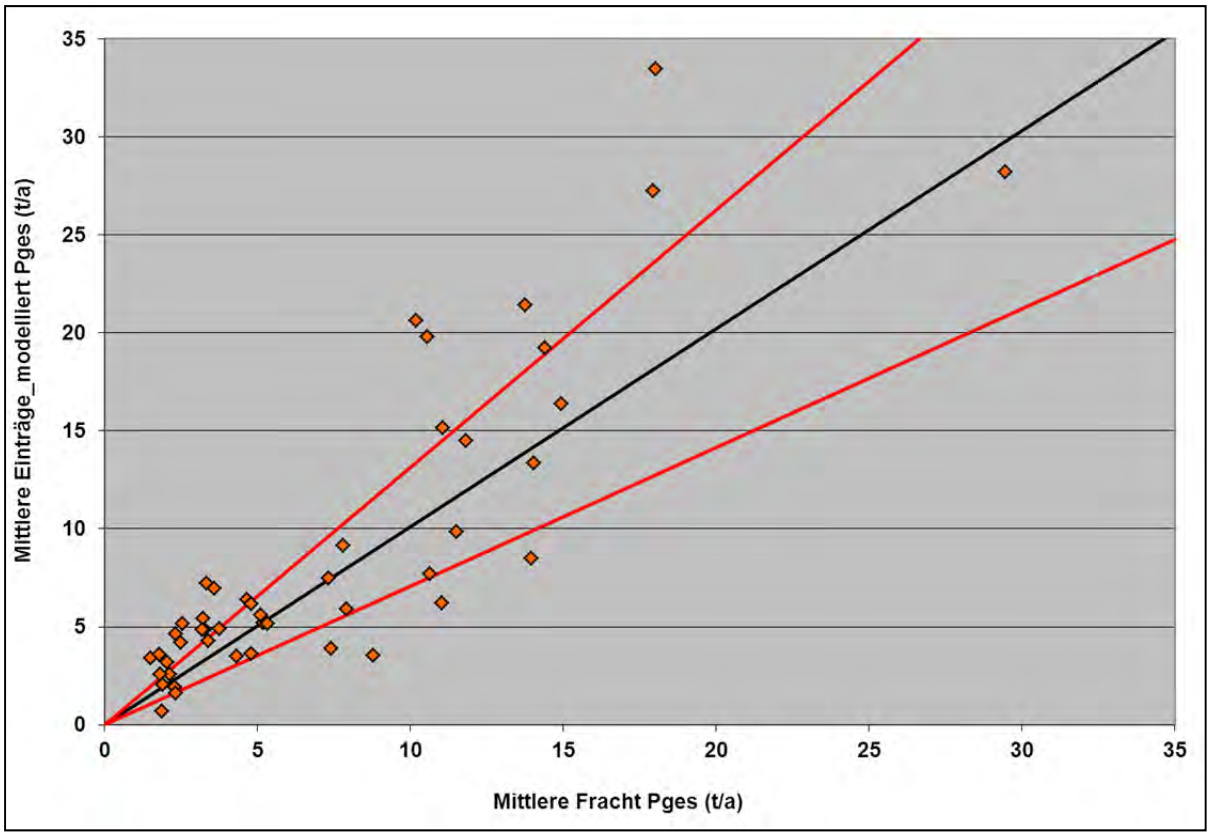


Abbildung 10-21: Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer

Abbildung 10-21 zeigt das Ergebnis des Vergleichs modellierter P-Einträge mit Frachten, die aus Messwerten ermittelt wurden. Die rote Linie kennzeichnet eine Abweichung von ±30 %. Von den 47 Messstellen zeigen 21 (entspricht 45%) eine Abweichung von weniger als 30% absolut, weitere 21 weisen Abweichungen von über +30% absolut und zusätzliche 5 (entspricht 10%) mit Abweichung <- 30%. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 77 %. Abschnittsweise zeigt die Punktwolke in Abbildung 10-21 Tendenzen zur Über- und Unterschätzung der Gewässerfrachten. Insgesamt besteht eine Tendenz zur Überschätzung, d.h., die Modellergebnisse liegen im Mittel höher als die Gewässerfrachten. Das Ergebnis des Vergleichs kann daher nur bedingt befriedigen. Es stellt sich die Frage nach den Ursachen für die Streuung in Abbildung 10-21. Daher wurden die Einzugsgebiete, an deren Messstelle höhere Abweichungen als 30 % absolut festgestellt wurden, einer Detailanalyse unterzogen.

- Durch die flächendifferenzierte Modellierung des Wasserhaushalts und die Übernahme der modellierten Wasserhaushaltsergebnisse in die Stofftransportmodellierung entstehen bereits Abweichungen, da der Fehler des Wasserhaushalts sich linear in die Stofftransportmodellierung fortsetzt. Dies gilt für alle Einzugsgebiete, in besonderem Maße jedoch für die Flussgebiete der Jeetze, Uchte, Salza, Geisel, Rippach und Fuhne, in denen die Validierung der modellierten Abflussgrößen an gemessenen Pegeldaten bereits Abweichungen in vergleichbarer Größenordnung offenbart. Hierzu ist jedoch zu bemerken, dass die modellierten Abflüsse in Abstimmung mit dem LHW bereits umfangreich kalibriert und validiert wurden (Kap. 8.8). Hierzu wurde bereits eine eigene Ursachenforschung betrieben. Zahlreiche Abflusspegel weisen Einflüsse

aus Bergbau, Talsperrenbewirtschaftung u.a. auf. „Problematische“ Pegel bei GROWA sind deckungsgleich mit solchen aus dem Projekt SLOWCOMP (Kap. 8.8). Die Überprägung des natürlichen Abflusses kann derzeit vom FZJ nicht quantifiziert werden. Die auf Basis gemessener, beeinflusster Abflussdaten ermittelte Nährstofffracht ist dadurch ebenfalls beeinflusst.

- Für die Holtemme, Ehle und Bode werden ebenfalls – gemessen an den Gewässerfrachten – zu hohe P-Emissionen modelliert. Um diese wirkungsvoll zu reduzieren müsste bei den dominanten Einträgen angesetzt werden. Der größte Eintrag stammt in den genannten Flussgebieten aus kommunalen Kläranlagen. Die P-Einträge aus Kläranlagen basieren jedoch auf Monitoringdaten der Einleiterüberwachung und wurden als Einleitfrachten vom LAU selbst abgeleitet (Kap. 6.1). Hier besteht seitens FZJ keine Veranlassung, diese Daten anzuweifeln und keine Handhabe, hier Veränderungen vorzunehmen.
- Dominante Quelle der (scheinbar) überhöhten P-Einträge in Aller, Wipper, Eine und Querne/Weida ist die Bodenerosion. Diese Daten basieren jedoch einerseits auf Ergebnissen der räumlich hoch aufgelösten Modellierung des Sedimenteintrags (Vorprojekt Geoflux 2007) und andererseits auf vergleichsweise niedrigen P-Gehalten im Oberboden, die durch die LLFG erhoben wurden (Kap. 5.4). Durch die Übernahme der Daten durch das FZJ besteht keine Möglichkeit, diese modellierten Einträge weiter zu reduzieren. Mit einem Sedimenteintrag in Höhe von landesweit 6 % am Bodenabtrag ist diese Einflussgröße ohnehin bereits sehr niedrig. Als Ursache werden daher fehlerhafte Frachten aufgrund beeinflusster Abflüsse gesehen.
- Dominante Quelle der (scheinbar) überhöhten P-Einträge in den Flussgebieten von Biese, Secatsgraben, Milde und Selke sind P-Einträge über Trennkanalisation. Auffalend sind hier die sehr geringen bzw. fehlenden Anteile von Mischsystemen am Kanalisationsnetz. Eine mögliche Ursache könnten hier unvollständige Daten zu den Kanalisationsnetzlängen sein, die beim Statistischen Landesamt erhoben werden. Seitens FZJ wird keine Möglichkeit gesehen, diese modellierten Einträge auf Grundlage der verfügbaren Daten weiter zu reduzieren. In diesem Zusammenhang wird nochmals darauf hingewiesen, dass die verwendeten Konzentrationen bereits sehr niedrig angesetzt sind (Kap. 6.3).

Wie in den einzelnen Abschnitten dargelegt, bestehen im laufenden Projekt keine Möglichkeiten, die modellierten P-Einträge wissenschaftlich begründbar und damit nachvollziehbar zu verringern. Die wesentliche Ursache für erhöhte Abweichungen mit Überschätzungscharakter wird in fehlerhaften Abflussdaten gesehen, die ihrerseits zu fehlerhaften Nährstofffrachten führen. Deutliche Verbesserungen in der Modellvalidierung setzen daher die Erhebung und Quantifizierung wasserwirtschaftlicher Einflüsse auf die Durchflussmenge voraus.

11 Szenarioanalysen

11.1 Berechnung der mittleren aktuellen Nitratkonzentration im Sickerwasser

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser gibt an, mit welcher Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird. Vor allem zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO_3/l erreicht werden kann, ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein guter Indikator.

Durch Kombination der berechneten Nitrat-N-Austräge aus dem Boden (Abbildung 9-12) mit der Sickerwasserrate (Abbildung 8-3) kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden. Das Ergebnis ist in der Abbildung 11-1 dargestellt.

Es wird deutlich, dass in den meisten Regionen Sachsen-Anhalts entweder großflächig Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg NO_3/L und mehr auftreten, oder aber von weniger als 25 mg NO_3/L. Hohe Werte errechnen sich vor allem für die Regionen, in denen die Nitrat-N-Austräge aus dem Boden 25 kg N/(ha·a) übersteigen. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich dagegen für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie in den Regionen mit sehr guten Nitratabbaubedingungen im Boden, zum Beispiel in Niederungsbereichen.

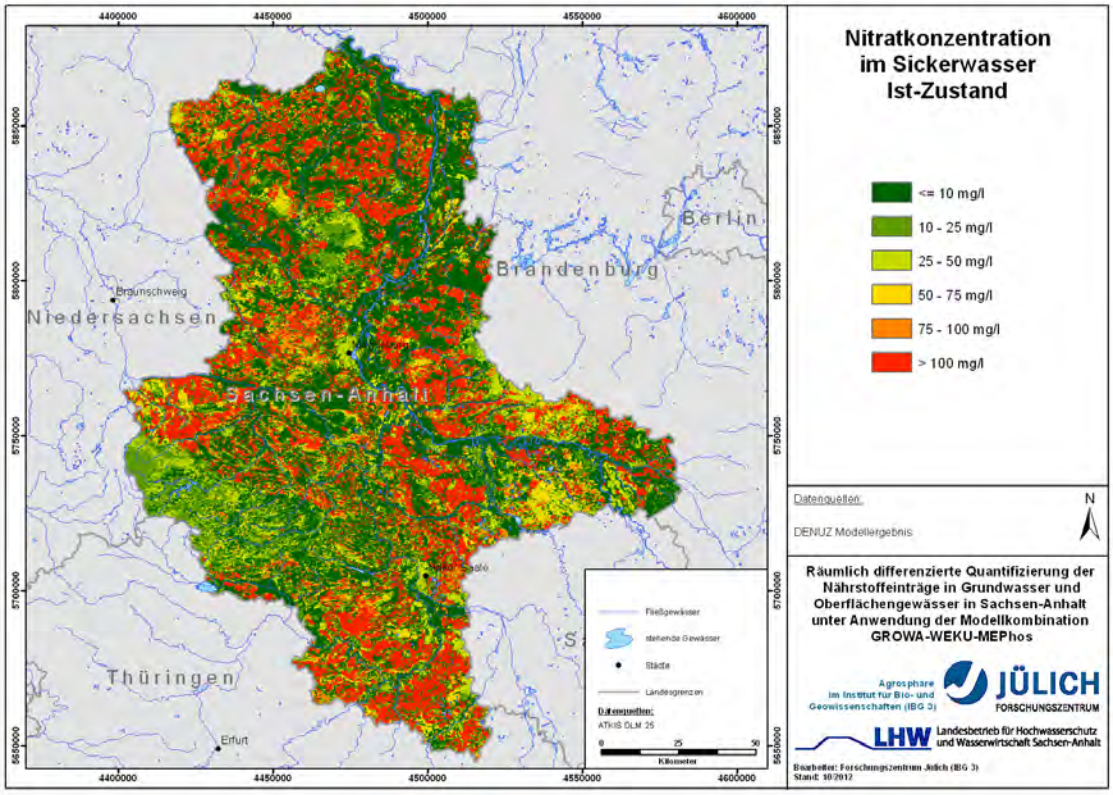


Abbildung 11-1: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser.

11.2 Validierung der berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser

Der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser kommt eine große Bedeutung im Hinblick auf die Ableitung von Handlungsgebieten und die Analyse des Handlungsbedarfs zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach WRRL zu. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser dienen in diesem Zusammenhang sowohl zur Eingrenzung von Teilgebieten mit hoher Austragsgefährdung (Hotspot-Gebieten der Grundwasserbelastung) als auch zur Quantifizierung der erforderlichen Reduktion des N-Überschusses im Boden zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Grundwasser (z. B. unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg NO_3/L). Auf eine Validitätsüberprüfung der modellierten Werte wurde daher ein besonderer Wert gelegt.

Grundsätzlich ist die Validierung von Modellergebnissen zur Nitratkonzentration im Sickerwasser anhand von Messwerten aus Tiefenprofilen, Saugsonden und Lysimetern unterhalb der durchwurzelten Bodenzone sowie anhand von gemessenen Nitratkonzentrationen in der obersten Schicht des Grundwasserleiters möglich.

Im Idealfall sollten bei einer Validitätsüberprüfung berechnete langjährige Mittelwerte zur Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb der durchwurzelten Bodenzone mit Messwerten aus demselben Tiefenbereich verglichen werden. In diesem Zusammenhang wurde recherchiert, ob in Sachsen-Anhalt eingerichtete Bodendauerbeobachtungsflächen (BDF) als Referenzstandorte zur Validitätsüerprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser, und damit der modellierten Nitratverlagerungs- bzw. -abbauprozesse in der ungesättigten Bodenzone genutzt werden können. Die genannten Untersuchungen sollten an den Standorten Klein Wanzleben, Brücken, Polleben, Krevese, Gadegast und Siptenfelde durchgeführt werden.

Es zeigte sich jedoch, dass die Messstelle am Standort Polleben nie geplant worden ist, die Messstelle in Klein Wanzleben nicht realisiert wurde, und die BDF in Krevese und Gadegast nicht im Zuständigkeitsbereich des LHW in Halle/Saale liegen. Im Bereich der BDF Siptenfelde wurde zwar eine Grundwassermessstelle (Schiefertal 44B) eingerichtet, jedoch besitzt diese eine Teufe von 11m und befindet sich zudem in einer Entfernung von ca. 1 km östlich der BDF. Deren Nutzung für den konkreten Sachverhalt war also nicht möglich.

Somit standen in Sachsen-Anhalt für die Validitätsüberprüfung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser nur Daten aus der Bodendauerbeobachtungsfläche (BDF) „Brücken“ zur Verfügung. Hierbei handelte es sich um Untersuchungen zu 6 Tiefenprofilen und N-min-Werte (mg/100g) für 58 Stichproben aus drei Horizonten. Die Grundwassermessstelle in Brücken wird zwar kontinuierlich durch den LHW beprobt und untersucht, die relativ hohen Sulfat Werte weisen jedoch darauf hin, dass das Grundwasser nicht oder nicht zu wesentlichen Teilen am Ort gebildet wurde. Die Grundwassergütedaten sind damit ebenfalls nicht zur Validitätsüberprüfung der auf Rasterebene modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser geeignet.

Auf Bundeslandsebene standen damit während der Projektlaufzeit keine für eine räumlich repräsentative Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser geeigneten Daten aus BDF-Standorten zur Verfügung. Es sei an dieser Stelle darauf hinweisen, dass ein entsprechendes Messnetz für die Überwachung der landwirtschaftlichen N-Minderungsmaßnahmen dringend erforderlich wird. Das vorhandene System der BDF würde sich hierfür anbieten, jedoch sollten die ursprünglich vorgesehenen BDF Standorte im Sinne einer Mitnutzung zur Sickwasserüberwachung ausgebaut werden. Zudem sollten weitere repräsentativ über die Agrarregionen des Landes verteilte BDFs zusätzlich eingerichtet werden.

In Ermangelung anderer Möglichkeiten wurden die modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im oberen Grundwasserleiter verglichen. Hierfür standen Grundwassergütedaten aus 459 Grundwassermessstellen zur Verfügung, die alle Landschaftseinheiten Sachsen-Anhalts abdecken und als

räumlich repräsentativ gelten können. Hierbei sind jedoch sind eine Reihe von Randbedingungen zu beachten, die eine Validitätsüberprüfung erschweren.

Einerseits sind die Zustromgebiete der Messstellen und damit die konkreten N-Belastungsflächen, die für die gemessenen Nitratkonzentrationen verantwortlich sind, sowie die Verweilzeit bis zur Messstelle nicht genau bekannt (Wendland et al., 2011). Andererseits können sowohl in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bodenbereichs als auch im Grundwasser selbst Denitrifikationsprozesse ablaufen, durch die im Grundwasser gemessene Nitratkonzentrationen unter Umständen verringert werden. Folglich sind gemessene Nitratkonzentrationen aus dem oberen Grundwasserbereich räumlich und zeitlich sehr variabel; auch sie stellen immer nur Stichtagsmessungen dar. Dieses zeigt sich z. B. bei einer auf Messstellen bezogenen Gegenüberstellung von mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts aus den Jahren 2001 bis 2009 mit den mittleren gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser aus dem Jahr 2010 (siehe Abbildung 11-2).

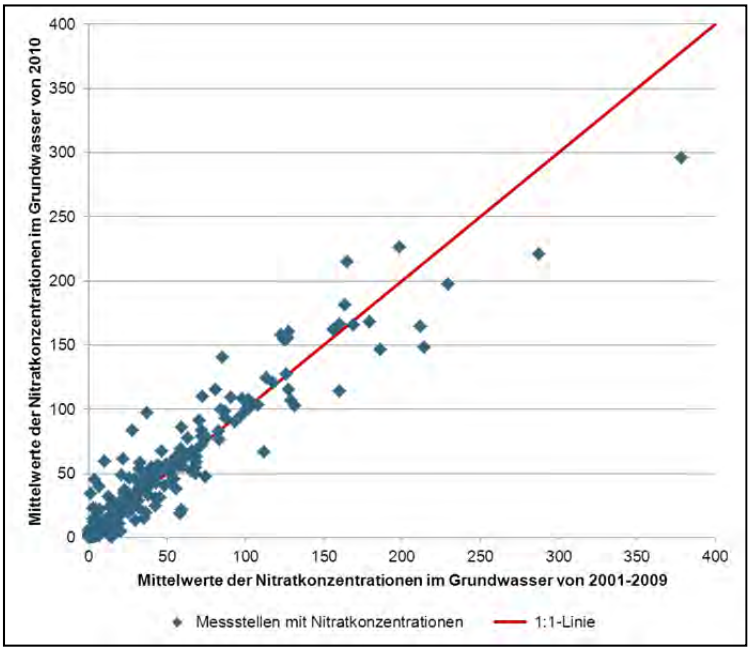


Abbildung 11-2: Vergleich gemessener Nitratkonzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts: Mittelwerte 2001 bis 2009 mit Mittelwerten 2010

Es wird deutlich, dass schon die gemessenen Nitratkonzentrationen an einer Messstelle große zeitliche Schwankungen aufweisen können. Die durchschnittliche Abweichung der verglichenen gemessenen Nitratkonzentration an den Einzelmessstellen beträgt ca. 40 %. Somit kann auch bei einem Vergleich von modellierten langjährigen mittleren Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit Stichtagsmesswerten zur Nitratkonzentrationen im Grundwasser keine exakte Übereinstimmung erwartet werden. Es kann jedoch größenordnungsmäßig überprüft werden, ob die berechneten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durch die räumliche Verteilung der im Grundwasser gemessenen Nitratkonzentrationen bestätigt wird.

Für den Vergleich zwischen den modellierten langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser und den gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser wurden gezielt oberflächennahe Messstellen ausgewählt. Zudem wurde überprüft, ob der an der Grundwassermessstelle feststellbare Chemismus auf reduzierte Grundwasserverhältnisse schließen lässt (vgl. Kapitel 4.5.2.). War letzteres der Fall wurden die Grundwassergütedaten der betreffenden Messstelle nicht in die Validitätsüberprüfung einbezogen, da bereits oberflächennah von einem nennenswerten Nitratabbau im Grundwasser auszugehen ist (Wendland et al., 2010).

Nach der entsprechenden Präselektion der Grundwassergütedaten verbleiben 118 Stationen für die endgültige Validitätsüberprüfung übrig.

Abbildung 11-3 zeigt den Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser. Die Punkte zeigen die geografische Lage der Messstelle und die Messwerte an den Grundwassermessstellen, die Flächenfarben die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. Abbildung 11-4 zeigt die entsprechende Gegenüberstellung der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser Sachsen-Anhalts.

Der Vergleich der Werte zeigt im Großen und Ganzen sowohl in Bezug auf die räumliche Verteilung wie auch in Bezug auf die Höhe gegenübergestellten Nitratkonzentrationen eine zufriedenstellende Übereinstimmung, und dies obwohl die bodenkundlichen und landwirtschaftlichen Standortbedingungen in Sachsen-Anhalt uneinheitlich sind und zudem kleinräumig wechseln.

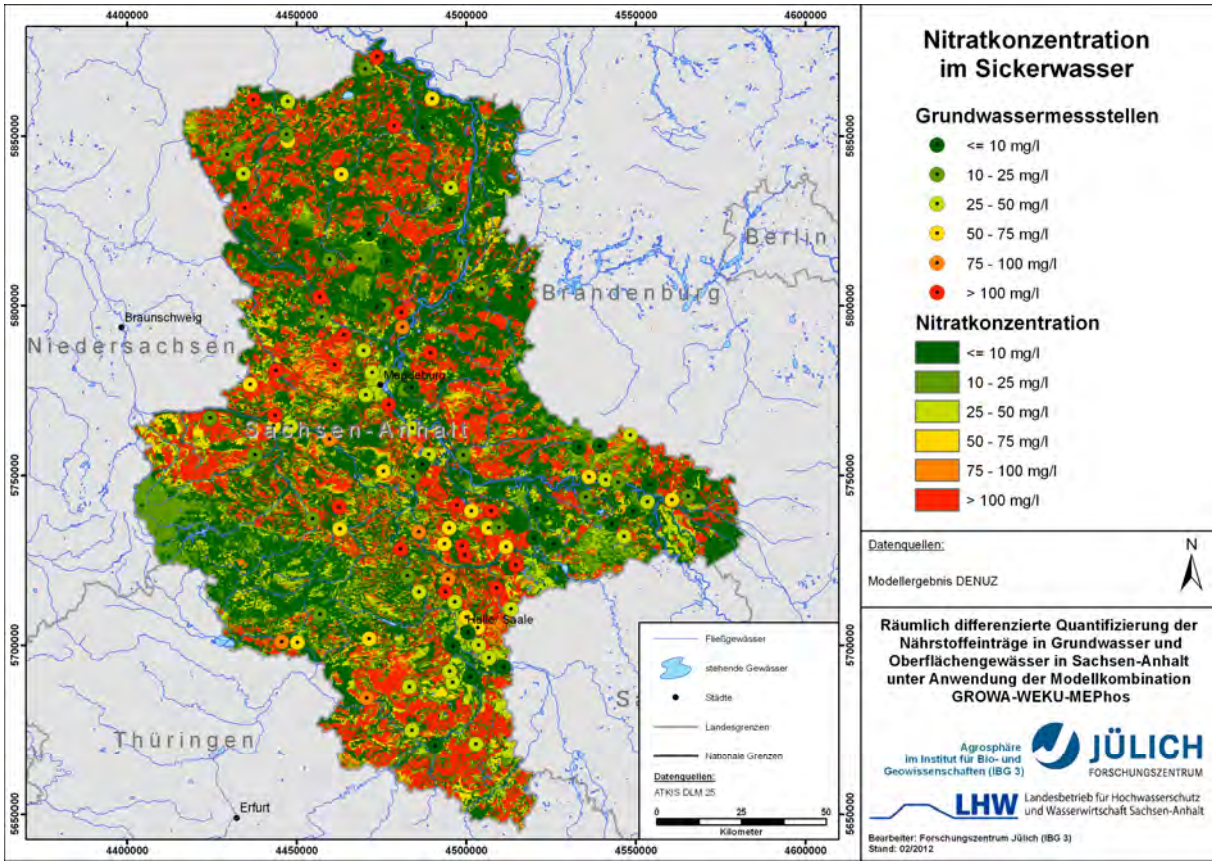


Abbildung 11-3: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser

Nicht unerwähnt bleiben soll in diesem Zusammenhang die hydrologische Standortsituation. Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Sachsen-Anhalts zu einer nur geringen Sickerwasserbildung (vgl. Abbildung 8-3). Bei geringen Sickerwasserhöhen können schon geringe Unterschiede bei der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden, z.B. in der Größenordnung von 5 kg N/(ha·a), zu großen Änderungen der Nitratkonzentration im Sickerwasser führen. Tabelle 11-1 verdeutlicht, wie stark die Nitratkonzentration im Sickerwasser durch die Sickerwasserhöhe beeinflusst wird. Hierfür wurden zwei für Sachsen-Anhalt typische Sickerwasserhöhen (50 mm/a und 100 mm/a) zugrunde gelegt.

Tabelle 11-1 zeigt, dass N-Austräge aus dem Boden von nur 10 kg N/(ha·a) bei einer Sickerwasserhöhe von 50 mm/a, die für weite Teile der Magdeburger Börde typisch ist, schon

zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von fast 90 mg NO_3/L führt, so dass der EU-Grenzwert für Nitrat deutlich überschritten wird. Allerdings führten schon geringfügige, im Unsicherheitsbereich von Datengrundlagen und / oder Modellen liegende Abweichungen bei den N-Austrägen aus dem Boden zu vollkommen anderen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser. So liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei N-Austrägen aus dem Boden von 5 kg N/(ha·a) bereits unterhalb des EU-Grenzwertes von 50 mg/l, was zu einer anderen Einschätzung des Standorts im Hinblick auf seine Austragsgefährdung führen würde.

Vor diesem Hintergrund zeigt der in Abbildung 11-3 dargestellte Vergleich von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser eine insgesamt gute Übereinstimmung. Die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser liegen in vielen Fällen in der gleichen Größenordnung wie die gemessenen Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser oxidierter Aquifere. So liegt zwar ein Faktor 10 zwischen einem Messwert im Grundwasser von z.B. 1 mg NO_3/L und einem modellierten Wert von 10 mg NO_3/L, trotzdem wird hierdurch das regional vorherrschende Niveau Nitratbelastung des Grundwassers gut nachgebildet.

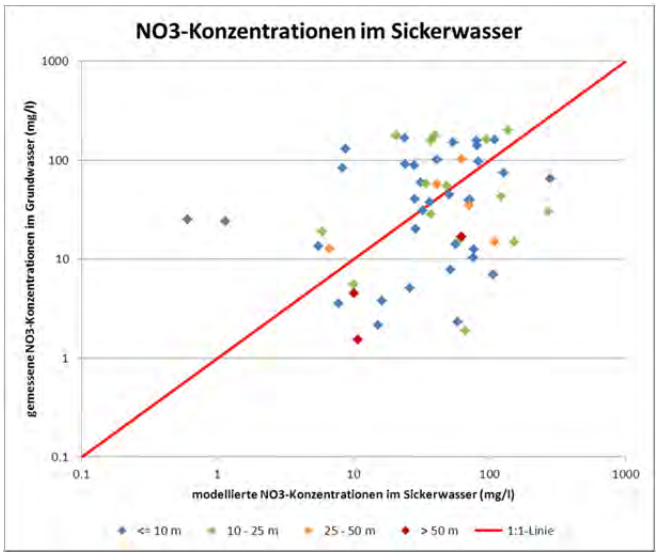


Abbildung 11-4: Vergleich der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im Grundwasser

Tabelle 11-1: Beispiel für die Abhängigkeit der modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser Sachsen-Anhalts für landestypische Mengen an auswaschungsgefährdetem Nitrat-N im Boden in kg/(ha·a) und landestypischen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in mg NO3/l

Sickerwasserhöhe in mm/a	N-Austräge aus dem Boden in kg N/(ha·a)	Nitratkonzentration im Sickerwasser in mg/L
100	5	22
100	10	44
100	20	89
100	30	132
100	40	177
50	1	9
50	5	44
50	10	89

Sickerwasserhöhe in mm/a	N-Austräge aus dem Boden in kg N/(ha·a)	Nitratkonzentration im Sickerwasser in mg/L
50	20	177

In einigen Fällen treten jedoch beträchtliche Abweichungen zwischen Messwerten und modellierten Werten in der Größenordnung von 100 mg NO_3/L auf. Eine Überprüfung der Modelle für die entsprechenden Einzelraster bestätigte den zugrunde liegenden Rechengang. Es ist zu vermuten, dass spezielle, nicht in den Datengrundlagen abgebildete Standortsituationen (z.B. das Auftreten eines Begleitbodens anstelle des im Modell parametrisierten Hauptbodens) für die Abweichungen verantwortlich sind. Entsprechende regionale Detailuntersuchungen würden die landesweite Modellierung an der Stelle zukünftig gezielt unterstützen. Trotz der Einschränkungen können die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser einerseits als repräsentativ im Hinblick auf die ausgewiesenen Hotspot-Gebiete der Grundwasserbelastung angesehen werden. Andererseits ist dies ein Hinweis darauf, dass die mit dem gekoppelten Modell STOFFBILANZ-GROWA-DENUZ/WEKU berechneten Werte einen geeigneten Referenzrahmen für die Durchführung von Szenariorechnungen darstellen (Wendland et al, 2009). Ein Beispiel hierfür ist die im folgenden Absatz beschriebene Quantifizierung der theoretisch erforderlichen Reduktion des Stickstoff-Bilanzüberschusses zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser unterhalb des EG-Grenzwertes von 50 mg NO_3/l.

Validitätsüberprüfung der Sickerwasserrate anhand von gemessenen Konzentrationen aus Lysimetern

Für die Validierung der für Sachsen-Anhalt modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentration im Sickerwasser standen Messwerte der wägbaren Lysimeterstation Colbitz zur Verfügung. Die Station Brandis konnte nicht verwendet werden, da sie in Sachsen liegt, für das keine modellierte Nitratkonzentration vorlag. Es wurden die Lysimetermessungen aus den Jahren 2007 bis 2009 für die Validierung herangezogen, da den in die Modellierung eingegangenen Stickstoffbilanzüberschüsse dieselbe Zeitperiode zugrunde liegt.

Der Mittelwert der gemessenen Konzentration (ca. 17 mg/l) liegt dabei größenordnungsmäßig im gleichen Bereich wie die mittlere langjährige modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser (ca. 30 mg/l). Zu bedenken ist in diesem Zusammenhang, dass in der Bodenkarte 1:50.000 ein leicht anderer Bodentyp ausgewiesen ist, als für den Standort angegeben und die Nitratkonzentration im Sickerwasser zudem aufgrund der Angabe im ATKIS für einen Laubwaldstandort (Laubwald) berechnet wurde, während es sich bei den Lysimetern augenscheinlich um sich selbst überlassene Flächen handelte.

Vergleich der modellierten Nitratkonzentration im Sickerwasser mit den Ergebnissen der Zustandsbeschreibung des Grundwassers auf Ebene der Grundwasserkörper

In Abbildung 11-5 ist die mittlere modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser im Vergleich zur Zustandsbewertung des Grundwassers hinsichtlich Nitrat auf Ebene der Grundwasserkörper (GWK) dargestellt. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser wurde in dieser Auswertung auf die Gesamtfläche des jeweiligen Grundwasserkörpers gemittelt.

Bei der Interpretation der Ergebnisse sind dieselben einschränkenden Kriterien hinsichtlich der unterschiedlichen räumlichen Auflösung (Einzelpunkt vs Mittelwert für die Gesamtfläche des GWK) und zeitlichen Auflösung (Stichtagsmessung vs. langjähriger Mittelwert) der Messwerte und der modellierten Werte zu beachten, wie in diesem Kapitel bereits aufgeführt. Zudem sei an dieser Stelle nochmals auf die geringe Sickerwasserhöhe verwiesen, die dazu führen kann, dass schon geringe Unterschiede bei den N-Austräge aus dem Boden zu Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von unter bzw. über 50 mg/l führen.

Wie die Auswertung zeigt, liegen die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in 35 der 77 Grundwasserkörper unterhalb von 50 mg/l, in 29 der GWK in einem Bereich zwischen 50 und 75 mg/l und in 13 GWK bei über 75 mg/l. In 49 von 77 GWK stimmt die Zustandsbewertung Nitrat der GWK mit den modellierten Nitratkonzentrationen überein, d.h. bei einer guten Zustandsbewertung des Grundwasserkörpers kommt es zu Nitratkonzentrationen im Sickerwasser < 50 mg/l, oder aber eine schlechte Zustandsbewertung des Grundwasserkörpers fällt zusammen mit modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser >50 mg/l. Lediglich zwei der als schlecht eingestuften Grundwasserkörper weisen dagegen mittlere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser <50 mg/l auf, so dass die Grundwassergüte „schlechter“ ist, als die modellierte Nitratkonzentration im Sickerwasser.

Bei 17 der als gut eingestuften Grundwasserkörper haben sich dagegen modellierte Nitratkonzentrationen im Sickerwasser zwischen 50 und 75 mg/l ergeben. Für diese Grundwasserkörper sollte dies als Anzeichen dafür angesehen werden, das es zu erhöhten Nitrateinträgen ins Grundwasser kommen kann. Da diese Grundwasserkörper sich ausschließlich im Nordteil Sachsen-Anhalts befinden, für den ein Nitratabbau im Grundwasser als wahrscheinlich angenommen werden kann (vgl. Kap.9.3.7.2), ist es nicht auszuschließen, dass sich die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser durch Nitratabbauvorgänge im Aquifer bereits in soweit verringert haben, dass sich die Grundwasserkörper als in gutem Zustand darstellen. Nichtsdestotrotz kann man dies als Indikator heranziehen, um die verfügbaren Grundwassergütedaten aus den betreffenden Grundwasserkörpern nochmals genauer zu analysieren und die Zustandsbeschreibung ggf. anzupassen. Gleiches gilt umgekehrt für die GWK, die bei der Zustandsbeschreibung als im schlechten Zustand eingestuft worden sind, aber nur modellierte Konzentrationswerte von <75 mg/l gezeigt haben.

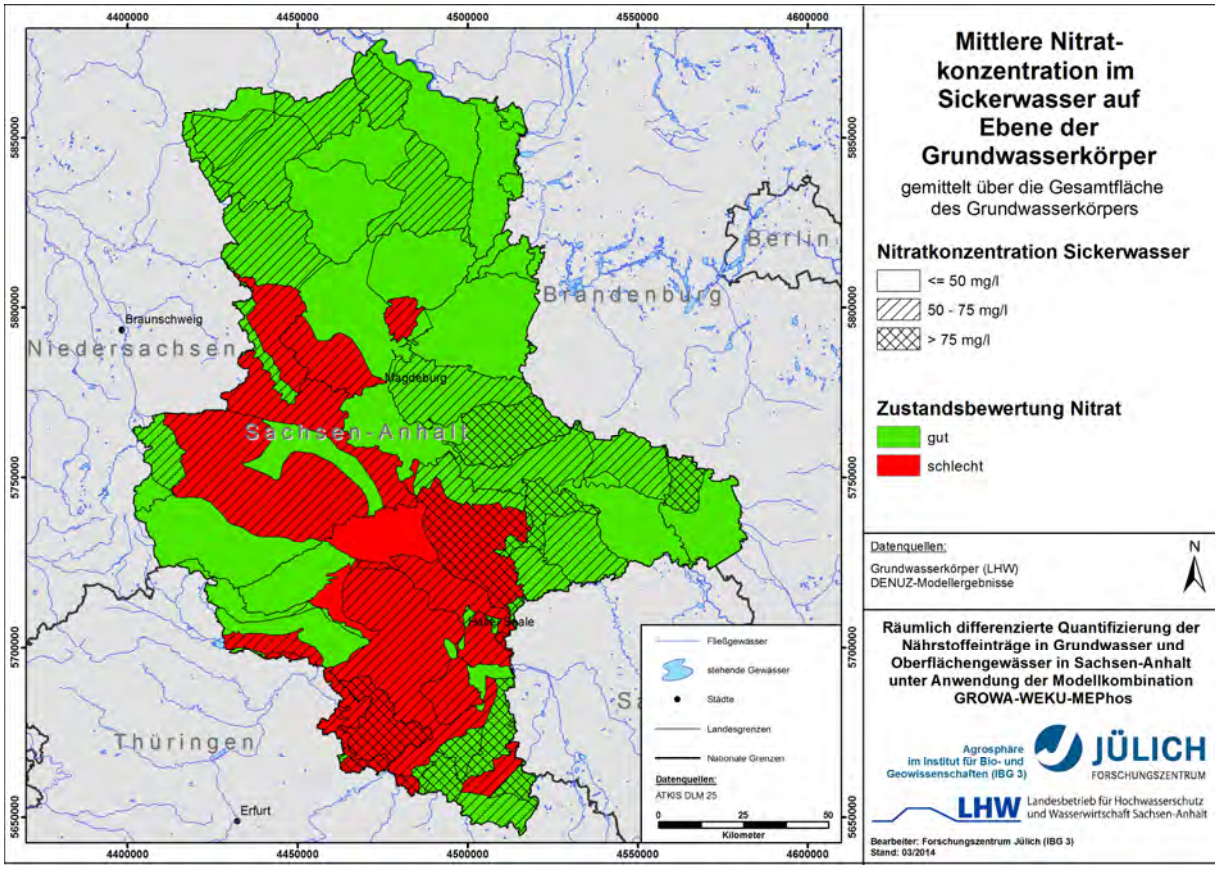


Abbildung 11-5: Mittlere Nitratkonzentration im Sickerwasser auf Ebene der Grundwasserkörper

11.3 Ermittlung des Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels

Im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL wurde deutlich, dass eine Reihe der Grundwasserkörper in Sachsen-Anhalt das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat nicht erreichen (Abbildung 11-6). Für diese Grundwasserkörper sind Minderungsmaßnahmen durchzuführen, die in sogenannten Maßnahmenprogrammen festgelegt werden. Bei der Auswahl der Maßnahmen muss sowohl die Wirksamkeit für die Erreichung der Umweltziele als auch die Effizienz und Umsetzbarkeit unter Beachtung der soziökonomischen Belange berücksichtigt werden.

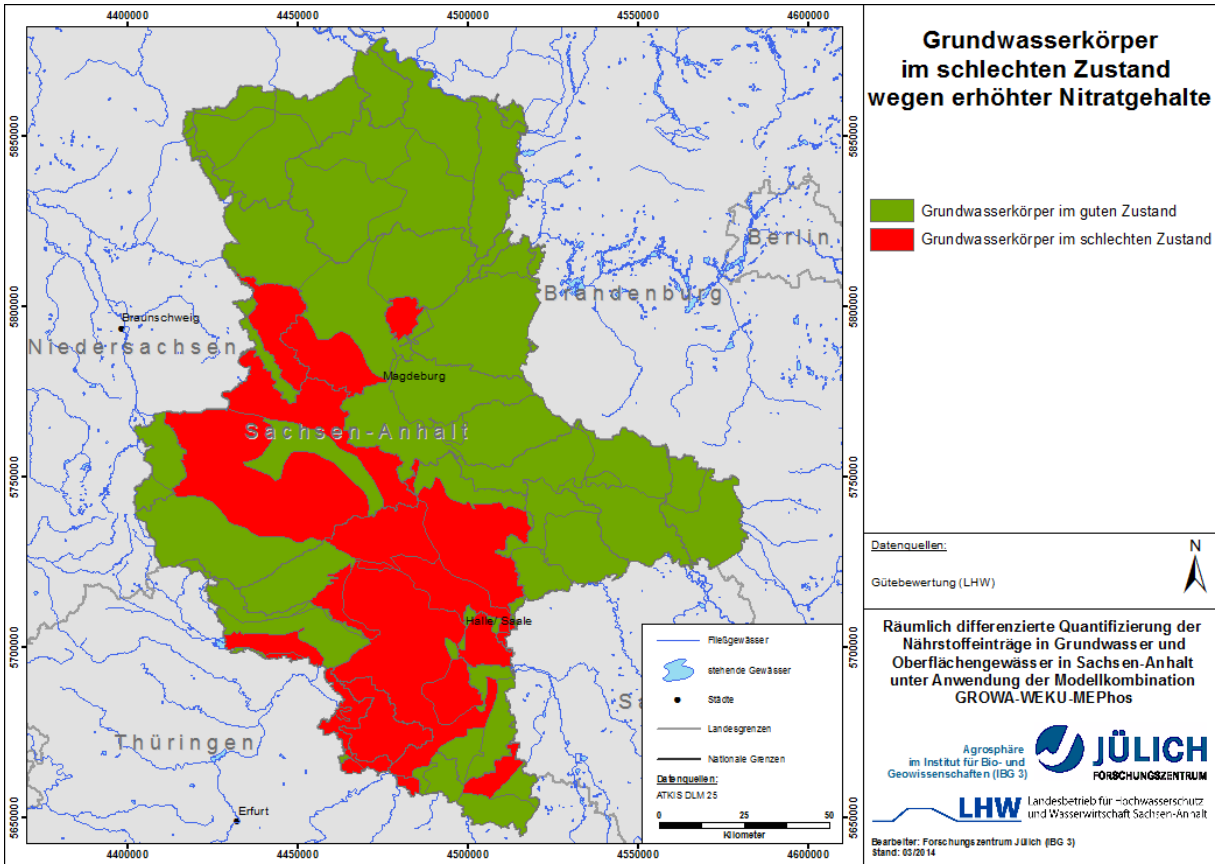


Abbildung 11-6: Grundwasserkörper in Sachsen-Anhalt im schlechten Zustand hinsichtlich Nitrat

Wie in Kapitel 10-1 gezeigt werden konnte, wurden die Modelle GROWA-DENUZ mit N-Bilanzüberschüssen aus dem STOFFBILANZ-Modell und Modellergebnissen zur atmosphärischen Deposition zur flächendifferenzierten Berechnung der potenziellen Nitratkonzentration im Sickerwasser eingesetzt. Dies erfolgte basierend auf dem N-Überschussniveau 2007-2009 und der mittleren atmosphärischen Deposition der Periode 1999-2007. Auf diese Weise wurde die aktuelle Belastungssituation charakterisiert und „hot-spot-Flächen“ für den Nitrateintrag ins Grundwasser identifiziert.

In diesem Kapitel werden für diese „hot-spot-Flächen“ (potenzielle Handlungsgebiete) die maximal tolerierbaren N-Überschüsse im Boden quantifiziert, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg NO_3/l nachhaltig garantiert werden soll (siehe Wendland et al., 2009 und 2010).

Unberücksichtigt bleib hierbei, dass in Regionen mit reduzierten Aquiferen, wie sie im Nordteil Sachsen-Anhalts auftreten (vgl. Abbildung 9-7), trotz hoher N-Einträge oftmals nur gerin-

ge Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet werden (Kunkel & Wendland, 2006). Der Grund hierfür sind die in Kapitel 4.5.2 beschriebenen Denitrifikationsprozesse, die in Abwesenheit von Sauerstoff und der Anwesenheit von organischem Kohlenstoff und/oder Pyritverbindungen bei genügend langer Verweilzeit des Nitrats im Aquifer zu einer signifikanten Reduzierung der Nitratkonzentration führen können.

Stattdessen wurde bewusst darauf verzichtet, für reduzierte Aquifere höhere Nitratkonzentrationen im Sickerwasser als für nicht oxidierte Aquifere zu „erlauben“, da der Nitratabbau im Grundwasser mit einem irreversiblen Verbrauch des reduzierenden Inventars des Aquifers (org. C, Pyrit) verbunden ist. Denn sind diese Stoffe erst einmal verbraucht, so ist ein Nitratabbau im Grundwasser nicht mehr möglich. Folge wäre ein starker Anstieg der Nitratkonzentrationen im Grundwasser, was in der Vergangenheit auch schon für eine Reihe von Brunnen beobachtet wurde (Rohmann & Sontheimer, 1985). Damit die im Nordteil Sachsen-Anhalts, d.h. die in der Lockergesteinsregion auftretende Denitrifikationskapazität des Grundwassers, über einen möglichst langen Zeitraum erhalten bleibt, wurde darauf verzichtet dort eine höhere Nitratkonzentration im Sickerwasser als Zielwert zu definieren.

Im AGRUM-Projekt (Wendland et al, 2009) sowie im EU-Life – Projekt WAGRICO (Kunkel et al., 2008) wurden als Modell-Bewirtschaftungsziel für das Grundwasser eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Trinkwassergrenzwert in allen Fällen eingehalten werden kann, d. h. auch bei verbrauchter Denitrifikationskapazität und bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikation. In Abstimmung mit dem LHW wurde dieser Ansatz auf Sachsen-Anhalt übertragen.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser direkt durch die Nitrat-Austragsmenge im Boden bestimmt. Durch eine „Rückwärtsrechnung” ist es dann möglich, den maximalen N-Überschuss im Boden zu berechnen, der unter Berücksichtigung der atmosphärischen N-Deposition, der N-Überschüsse landwirtschaftlich genutzter Flächen aus Düngung und organischer Bodensubstanz sowie der Denitrifikation im Boden zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss kann daraus der N-Minderungsbedarf bestimmt werden (siehe Abbildung 11-7).

Für weite Bereiche Sachsen-Anhalts liegt der Minderungsbedarf des N-Überschusses im Boden zwischen 15 und 50 kg N/(ha·a). Ein Reduktionsbedarf von mehr als 25 kg N/(ha·a) ist typisch für viele ackerbaulich genutzte Flächen in der Lockergesteinsregion und ist nicht auf die Höhe der N-Bilanzüberschüsse (siehe Abbildung 9-5), sondern auf die ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden (vgl. Abbildung 9-7) und die geringe Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich (vgl. Abbildung 9-8) zurückzuführen. Aufgrund günstigerer Denitrifikationsbedingungen im Boden und einer höheren Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich liegt der N-Minderungsbedarf in den Bördelandschaften trotz höherer N-Bilanzüberschüsse bei unter 15 kg N/(ha·a).

Da für die EU – Wasserrahmenrichtlinie ab einer Nitratkonzentration von 37,5 mg NO_3/L eine Trendumkehr eingeleitet werden soll, wurde das Minderungsziel in einem weiteren Modellauf unter Zugrundelegung einer Zielkonzentration von 37,5 mg NO_3/L bestimmt (Abbildung 11-8). Wie zu erwarten ist der Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 37,5 mg NO_3/L gegenüber dem Minderungsbedarf zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L erhöht. Lediglich in den Bördelandschaften hätte die geänderte Zielkonzentration aufgrund der hohen Verweilzeiten keine großen Auswirkungen auf den Minderungsbedarf.

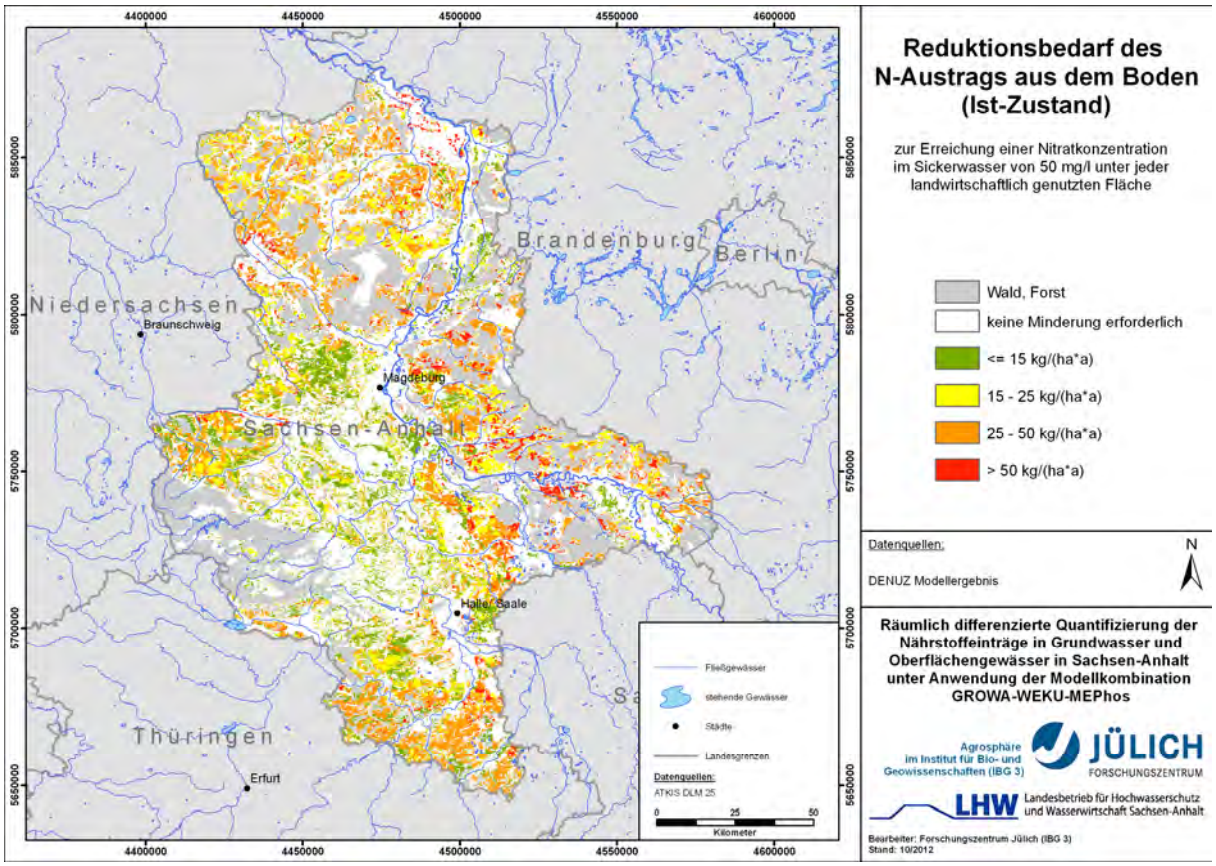


Abbildung 11-7: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden (Ist-Zustand) zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L unter jeder landwirtschaftlich genutzten Fläche

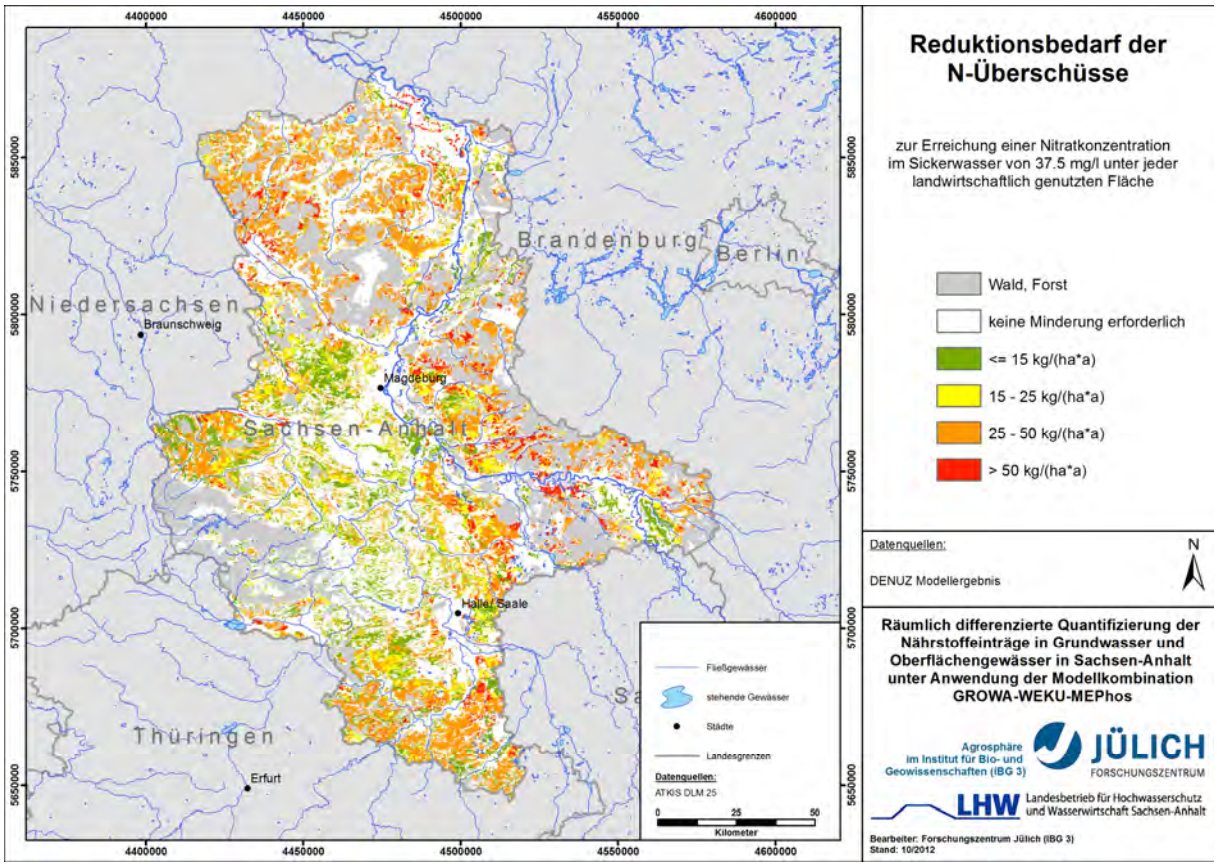


Abbildung 11-8: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden (Ist-Zustand) zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 37,5 mg NO3/L unter jeder landwirtschaftlich genutzten Fläche/

Dies zeigt sich auch in Abbildung 11-9 in der die Differenz des Minderungsbedarfs zwischen einer Zielkonzentration von 50 mg NO_3/L und 37,5 mg NO_3/L dargestellt ist. Für die Bördelandschaften ergibt sich dann nämlich in den meisten Bereichen kein zusätzlicher N-Minderungsbedarf bzw. ein zusätzlicher N-Minderungsbedarf von weniger als 2,5 kg N/(ha·a).

Aber auch in den Lockergesteinsregionen nördlich der Elbe wäre eine Zielkonzentration von 37,5 mg NO_3/L mit einem nur geringen zusätzlichen N-Minderungsbedarf von weniger als 5 kg N/(ha.a) gegenüber dem Minderungsdarf bei einer Zielkonzentration von 50 mg NO_3/L verbunden.

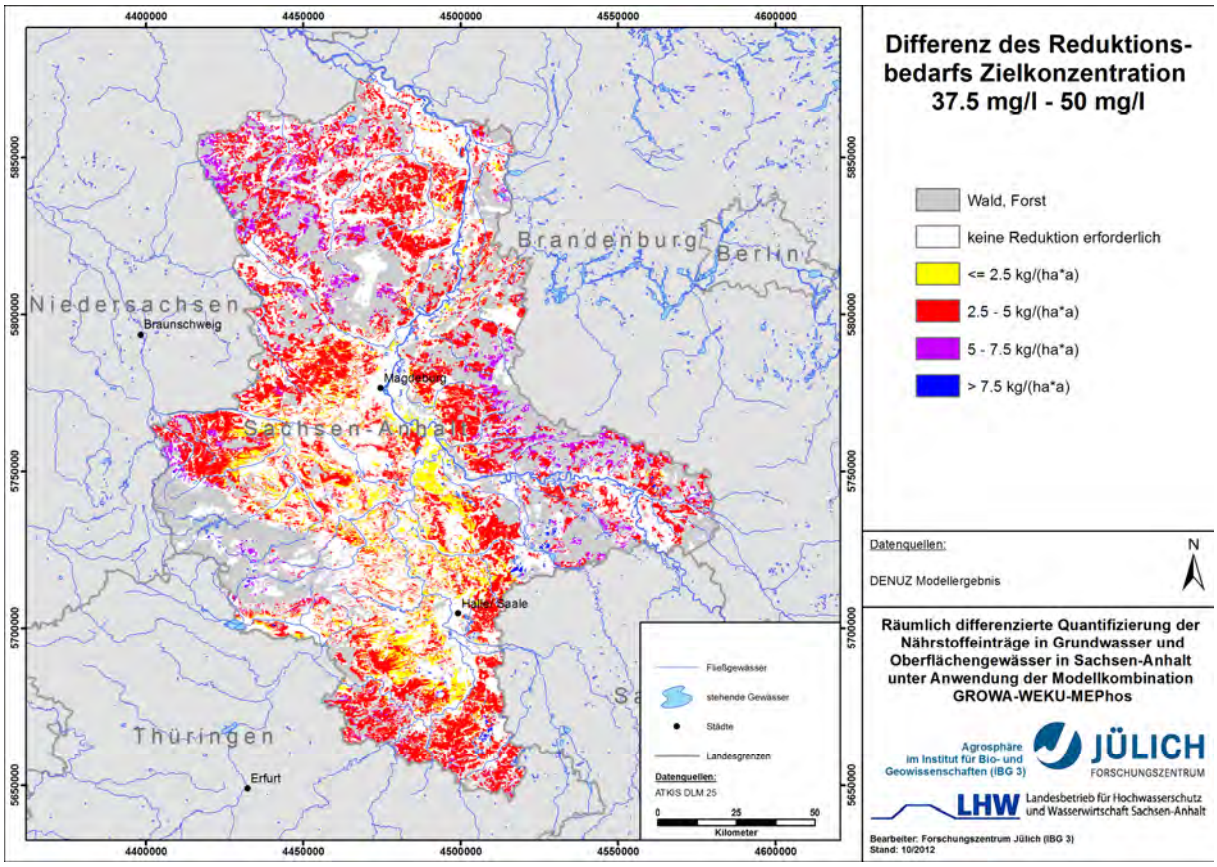


Abbildung 11-9: Differenz des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 37,5 mg NO_3/L bzw. 50 mg NO_3/L

Es darf insgesamt jedoch stark bezweifelt werden, dass zusätzlich einzuleitende N-Minderungsmaßnahmen regional so gezielt umsetzbar sind, dass eine zusätzliche Reduktion des mittleren N-Überschusses im Boden in der Größenordnung von 2,5 - 5 kg N/(ha·a) in der Praxis tatsächlich erzielt werden kann. Es handelt sich nämlich um eine lediglich zehnprozentige Erhöhung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/L. Unterschiede in dieser Größenordnung liegen unterhalb des Unsicherheitsbereich der Modelle bzw. der auf Landesebene vorliegenden Datengrundlagen, auf denen die Modellierungen beruhen.

11.4 Prognose der Auswirkungen von N-Minderungsmaßnahmen auf die N-Einträge ins Grundwasser und die Vorfluter

Im Rahmen des Projektes „Datengrundlagen zur Modellierung der diffusen N- und P-Emissionen in Sachsen-Anhalt in Umsetzung des Nährstoffkonzepts 2010 – 2013“ wurden die Auswirkungen möglicher landwirtschaftlicher Bewirtschaftungsanpassungen auf die Stickstoffüberschüsse auf Ebene der Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete Sachsen-Anhalts abgeschätzt.

Die sonst üblicherweise vorgenommene Analyse der Auswirkung der Düngeverordnung auf Basis der Schwelle 60 kg N/ha LN spielt in Sachsen-Anhalt keine Rolle, da dieser Wert schon jetzt grundsätzlich unterschritten wird. Es wurde deshalb versucht, exemplarisch andere Wirkungen zu betrachten, die sich aus den Vorschlägen zur Novellierung der Düngeverordnung und den Erfordernissen zur Anpassung an den Klimawandel ableiten lassen.

Folgende Änderungen in den Rahmenbedingungen wurden unterstellt:

- Steigender Bedarf an Nahrungsmitteln und nachwachsenden Rohstoffen
- Einschränkungen in der Herbstdüngung
- Geringere anrechenbare N-Verluste aus organischen Düngern
- Steigende Anforderungen an den Erosionsschutz und Humuserhalt

- Grundsätzliche Verbesserung der Nährstoffeffizienz durch Fortschritt .

Darauf aufbauend wurden folgende Maßnahmen betrachtet:

1. Direktsaat/Strip-Till zu Reihenkulturen
2. Abfrierende Zwischenfrüchte zu Mais, Zuckerrüben, Kartoffeln
3. Emissionsmindernde Ausbringtechnik (Gülle)
4. Maßnahmenkombination

Die Maßnahmen sind als Leitmaßnahmen zu verstehen; sie können durchaus auch betriebsspezifisch durch eine andere Maßnahme ersetzt sein, die oftmals ein Minderungspotential in ähnlicher Größenordnung hat. Direktsaat/Streifenanbau und Zwischenfruchtanbau wurden auch in der realistischen Maßnahmenkombination mit Grundwasserschonender Ausbringungstechnik untersucht.

Diese Maßnahmen wurden in die weitere Betrachtung einbezogen, da sie auf Grund der o.g. Rahmenbedingungen und der Förderstrategie des Landes gute Aussichten auf Umsetzung haben.

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen von N-Minderungsmaßnahmen der Landwirtschaft auf die N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer wurde auf die N-Überschüsse von zwei Szenarien aufgesetzt, mit der die Bandbreite des möglichen Minderungspotentials abgeschätzt wird. Das Szenario 1 steht beispielhaft für die Wirkung einer Einzelmaßnahme auf im Durchschnitt 30% der Ackerfläche. Das Szenario 2 steht beispielhaft für eine Maßnahmenkombination zur Optimierung des Anbauverfahrens und des Düngemanagements.

11.4.1 Szenario I: Maßnahme Direktsaat/Streifenanbauverfahren

In diesem Szenario wurde die Maßnahme Direktsaat und Streifenanbauverfahren (Strip-Till) zur Minderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser sowie die Oberflächengewässer, hinsichtlich ihrer Wirksamkeit auf das Gesamtverlustpotential überprüft. Unter Direktsaat versteht man eine Ackerbaumethode ohne eine Bodenbearbeitung vor der Saat. Das bedeutet, dass die anzubauende Kultur in die abgeerntete Fläche der Vorkultur gesät wird. Dem Gegenüber findet im Streifenanbauverfahren eine Bearbeitung im Streifen um die Saatreihe statt. Das Ziel der Verfahren ist, dass die pflanzlichen Rückstände der Vorkultur auf dem Acker verbleiben, um somit einerseits eine stabile Bodenstruktur und einen hohen Erosionsschutz zu erreichen. Andererseits wird die Stickstoffmineralisierung, durch die unterbleibende Durchlüftung des Bodens, verringert, dadurch sinkt auch das mögliche N-Verlustpotential.

Für dieses Szenario wurden Direktsaat bzw. Strip-Till geeignete Kulturen herangezogen. Dazu zählen die Fruchtart Winterraps und die Sommerungen Mais und Zuckerrübe. Der Anbauumfang dieser Kulturen liegt im Durchschnitt in Sachsen-Anhalt bei ca. 30% der gesamten landwirtschaftlichen Ackerfläche.

Mit dieser Maßnahme wird eine potentielle Reduktion des N-Saldos von 10 kg/ha auf den betreffenden Flächen in den landwirtschaftlichen Vergleichsgebieten angenommen. Im Modell wurde dieses Minderungspotential auf die gesamte Ackerfläche in den landwirtschaftlichen Vergleichsgebieten umgelegt. Bei den anderen Fruchtarten findet keine Veränderung zur Basisbetrachtung statt.

11.4.2 Szenario II: Maßnahmenkombination Grundwasserschonende Gülleausbringung mit Direktsaat /Streifenanbauverfahren

Der Kombination von verschiedenen Maßnahmen kommt zur Erreichung von Minderungszielen eine besondere Bedeutung zu. Das Szenario II steht exemplarisch dafür. Hierbei wird für die Landwirtschaftlichen Vergleichsgebiete neben dem im Szenario I unterstellten Minderungspotential die Wirkung der Maßnahme Grundwasserschonende Gülleausbringungstechnik zum Ansatz gebracht.

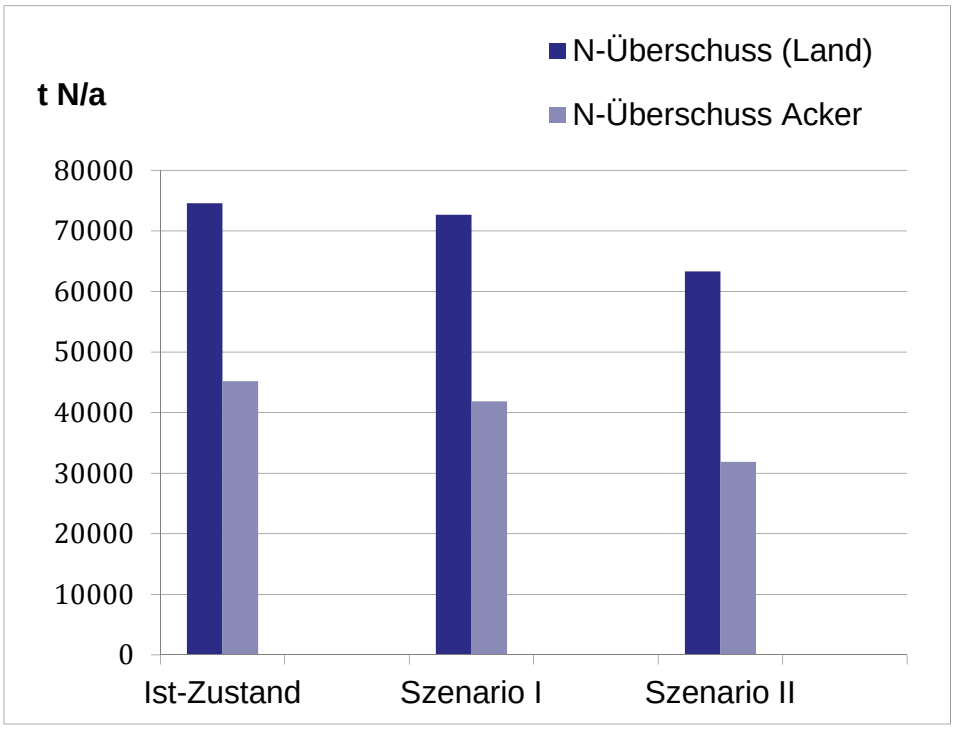
Unter grundwasserschonend kann man Geräte zur Ausbringung von Gülle mit kombinierter Einarbeitungstechnik und ggf. dem Zusatz von Nitrifikationshemmern verstehen. Im Modell wird in einem ersten Schritt die anfallende Güllemenge je Anbaujahr betrachtet. Dies berechnet sich aus den gehaltenen Tieren und der Aufstallungsform für die jeweilige Tiergruppe. Die gesamte anfallende N-Menge wird durch die durchschnittlich organisch ausgebrachte N-Menge je Hektar geteilt. Auf der so berechneten Gülleflächе in den Vergleichsgebieten wird eine Reduktion des N-Saldos von 25 kg N/ha durch die grundwasserschonende Ausbringungstechnik unterstellt.

Eine Aufsummierung des Minderungspotentials für das Vergleichsgebiet ist zulässig. Für den Fall der Maßnahmenkombination auf der gleichen Fläche würde die Minderung bei 35 kg N/ha und damit noch innerhalb der in der Literatur angegebenen Wirkungsspanne liegen. Kommen die Maßnahmen auf unterschiedlichen Flächen zur Anwendung ist eine Aufsummierung über die Fläche unproblematisch.

Es wurde auch abgeschätzt, wie sich die denkbare Kombination mit Zwischenfruchtanbau anstatt Direktsaat/Streifenanbauverfahren auswirken würde. Die Minderungsleistung bezogen auf das Vergleichsgebiet liegt in ähnlicher Größenordnung, so dass auf ein weiteres Szenario verzichtet wurde.

11.4.3 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den N-Bilanzüberschuss

In Abbildung 11-9 (oben) sind die Auswirkungen von Szenario I und Szenario II auf die N-Austräge (Ist-Zustand) dargestellt.



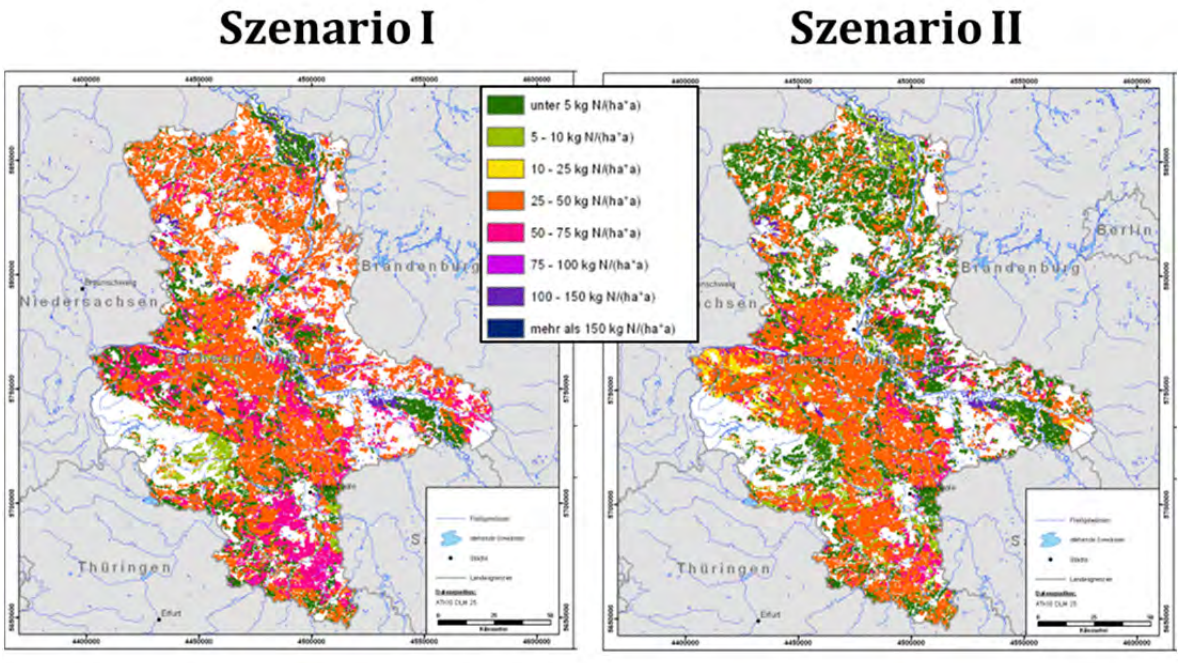
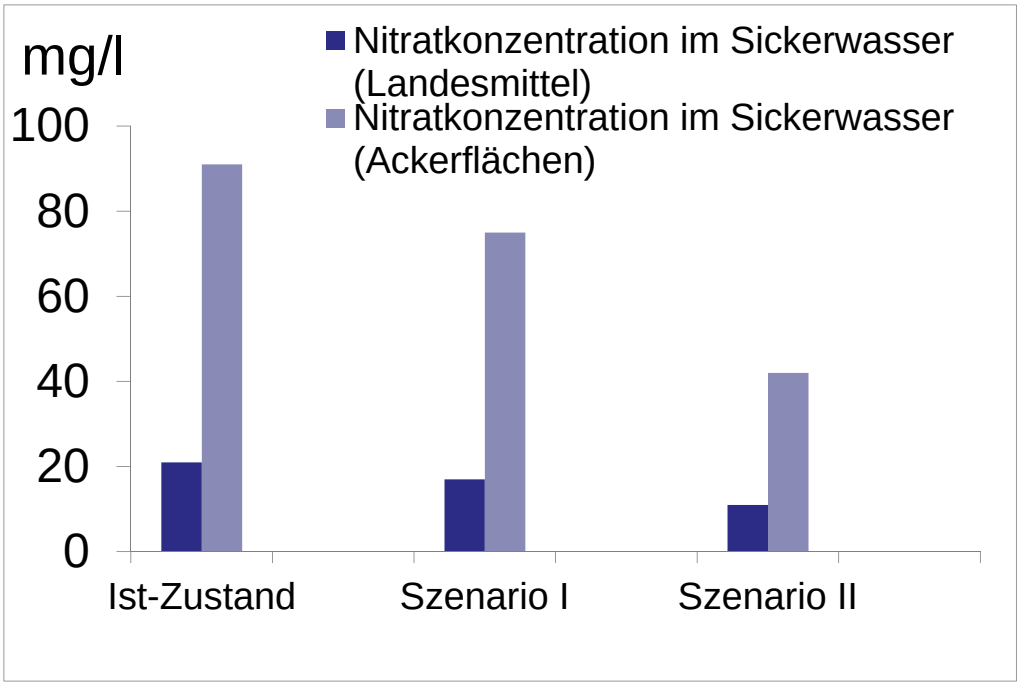


Abbildung 11-10: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf die Höhe der landwirtschaftlichen N-Überschüsse

Wie aus Abbildung 11-10 (oben) hervorgeht, ergäbe sich bei der Implementierung der Maßnahmen gemittelt über die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts, d. h. unter Einbeziehung der Wald- und Siedlungsflächen, ein Rückgang der N-Überschüsse von ca. 74.500 t N/a auf ca. 72.500 t N/a bei Szenario I und auf ca. 63.500 t N/a bei Szenario II. Bei ausschließlichem Bezug auf die ackerbaulich genutzten Flächen würde die Implementierung der Maßnahmen einen Rückgang von ca. 45.000 t N/a auf ca. 42.500 t N/a (Szenario I) bzw. auf ca. 32.000 t N/a (Szenario II) zur Folge haben. Wie Abbildung 11-10 (unten) zeigt, wirkt sich dabei vor allem Szenario II positiv im gesamten Nord - Westteil Sachsen-Anhalts, d.h. auf die Lockergesteinsregion, aus. Um eine direkte Vergleichbarkeit mit den für die Periode 2007-2009 ermittelten N-Austrägen aus dem Boden bzw. den hierauf aufbauend modellierten Nitrateinträgen ins Grundwasser und die Oberflächengewässer zu gewährleisten, wurden alle Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabegrößen des Modells konstant gehalten. Letzteres betrifft vor allem die den Wasserhaushalt antreibenden Klimaparameter (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), aber auch die regionale Verteilung der Landnutzung sowie die Höhe der atmosphärischen N-Deposition.

11.4.4 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser

In der folgenden Abbildung 11-11 ist die Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser für den Ist-Zustand dargestellt.



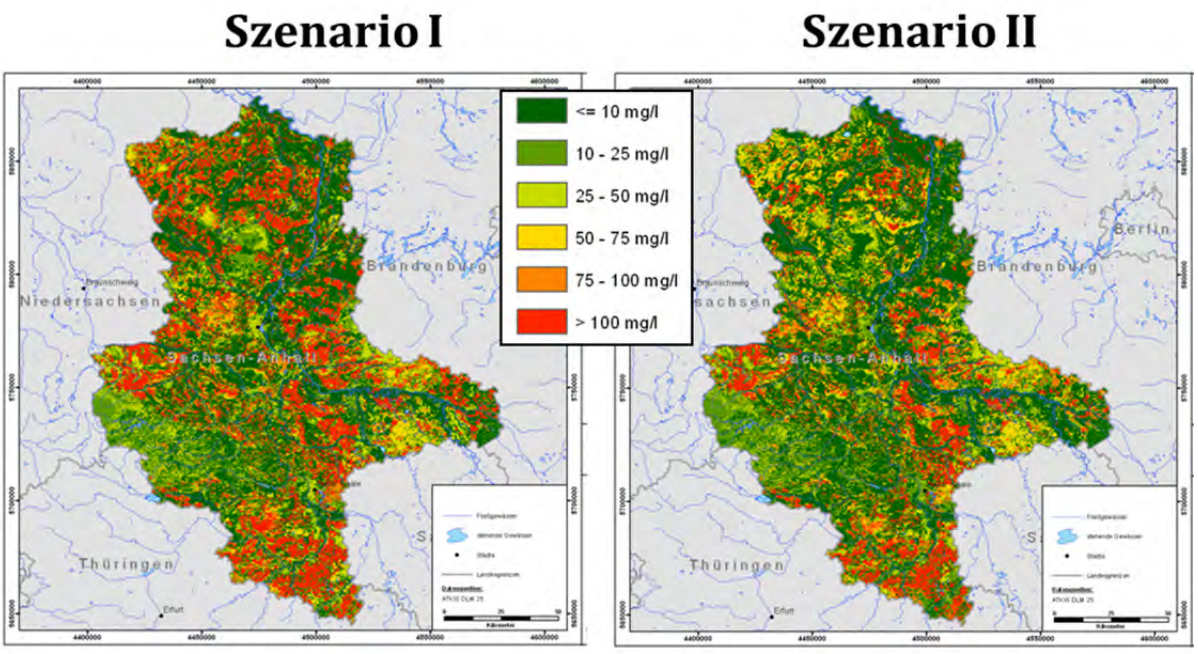


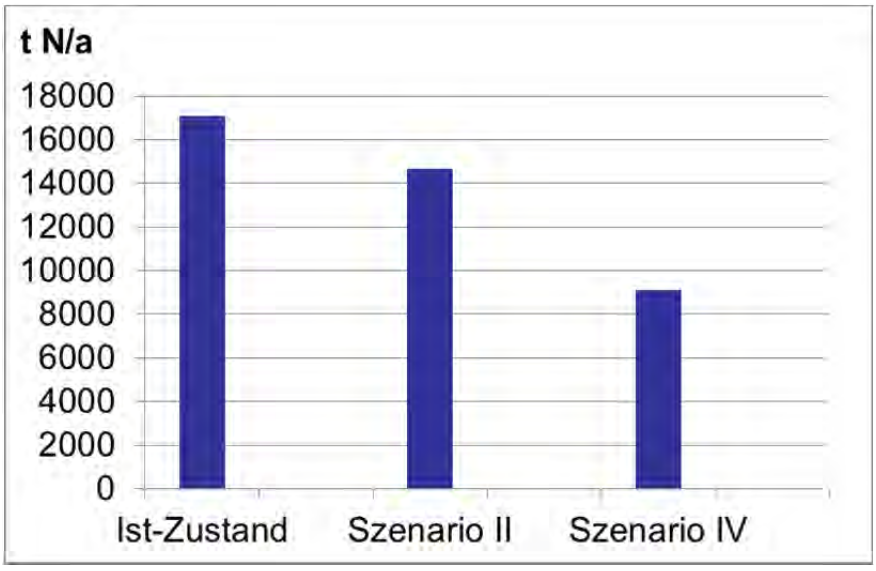
Abbildung 11-11: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser

Wie aus Abbildung 11-11 (oben) hervorgeht, ergäbe sich bei der Implementierung der Maßnahmen gemittelt über die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts, d. h. unter Einbeziehung der Wald- und Siedlungsflächen, ein Rückgang der Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von im Mittel ca. 20 mg NO3/l, auf ca. 18 mg NO3/l bei Szenario I und auf ca. 10 mg NO3/l bei Szenario II. Bei ausschließlichem Bezug auf die ackerbaulich genutzten Flächen würde die Implementierung der Maßnahmen einen Rückgang von ca. 90 mg NO_3/L auf ca. 75 mg NO_3/L (Szenario I) bzw. auf ca. 40 mg NO_3/L (Szenario II) zur Folge haben.

Wie Abbildung 11-11 (unten) zeigt, wirkt sich dabei vor allem Szenario II großflächig im Nord - Westteil Sachsen-Anhalts bemerkbar. Der Rückgang, der Nitratkonzentration im Sickerwasser, der im Mittel aller ackerbaulich genutzten Flächen bei ca. 50 mg NO_3/L liegt, darf jedoch nicht darüber hinwegtäuschen, dass sich für viele Bereiche Sachsen-Anhalts, vor allem im Südteil, auch weiterhin Nitratkonzentrationen von mehr als 50 mg NO_3/L ergeben würden.

11.4.5 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels

In der folgenden Abbildung 11-12 ist die Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels dargestellt.



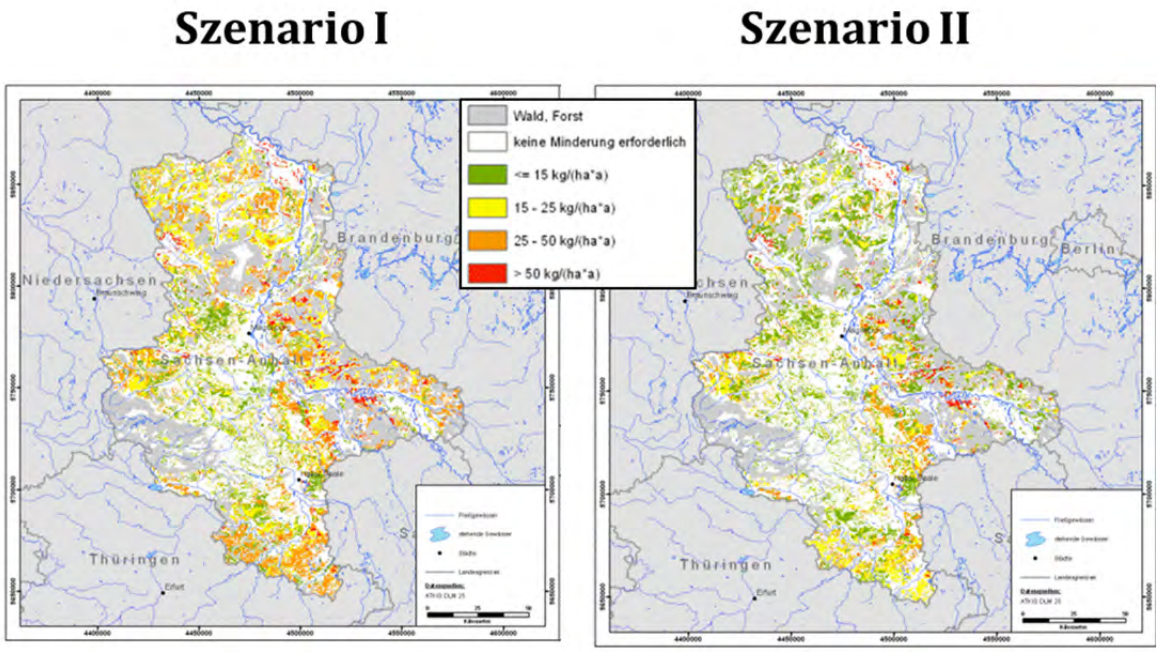


Abbildung 11-12: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels

Wie aus Abbildung 11-12 (oben) hervorgeht, ergäbe sich bei der Implementierung der Maßnahmen gemittelt über alle ackerbaulich genutzte Flächen ein Rückgang des zusätzlichen Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels von im Mittel ca. 17.000 t N/a auf ca. 14.500 t N/a bei Szenario I und auf ca. 9.100 t N/a bei Szenario II. Wie Abbildung 11-12 (unten) zeigt, wirkt sich dabei vor allem Szenario II großflächig im Nord - Westteil Sachsen-Anhalts aus.

11.4.6 Auswirkung der ausgewählten N-Minderungsmaßnahmen auf den N-Eintrag in die Oberflächengewässer

Es wurde bereits darauf hingewiesen, dass bei allen Szenariorechnungen bis auf die N-Überschüsse der Landwirtschaft alle Modellparametrisierungen sowie alle übrigen Eingabe-

größen des Modells konstant gehalten worden sind. Auf diese Weise ist eine direkte Vergleichbarkeit mit den für die Periode 2007-2009 ermittelten Nitrateinträgen in die Oberflächengewässer gegeben und es ist möglich die Auswirkung der N-Minderungsmaßnahmen abzuschätzen.

In der folgenden Abbildung 11-13 ist die Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den N-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Eintragspfade Grundwasser, künstliche Entwässerungssysteme und natürlicher Zwischenabfluss dargestellt. Auf eine Darstellung der Auswirkungen auf die Eintragspfade Erosion und Abschwemmung wurde hierbei verzichtet, da der N-Eintrag in die Vorfluter über diese Eintragspfade schon im Ist-Zustand um eine Dimension geringer war.

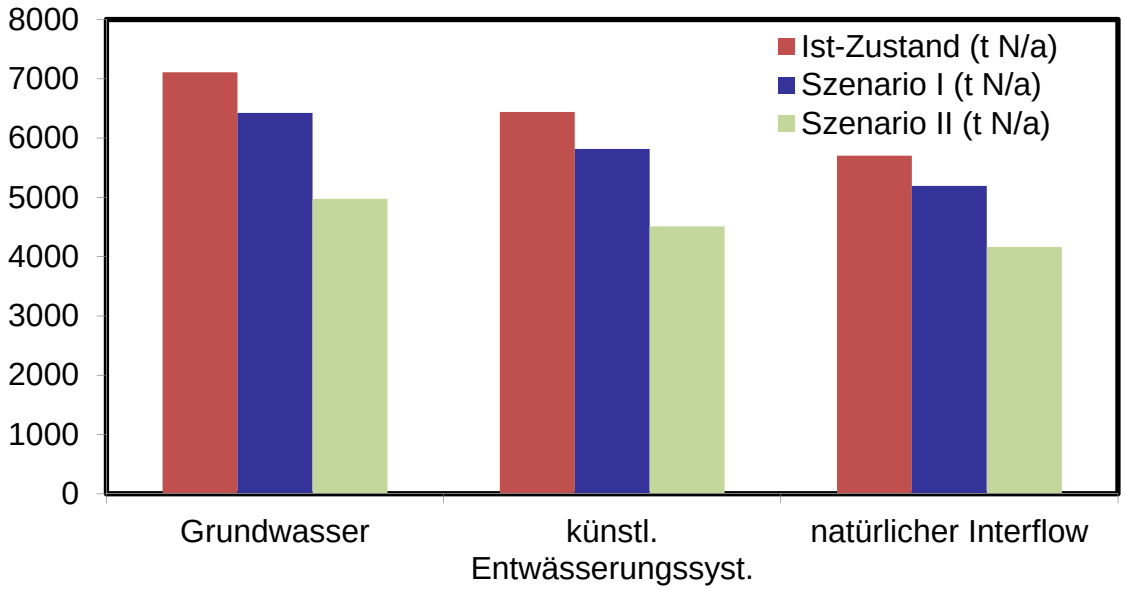


Abbildung 11-13: Auswirkung von Szenario I und Szenario II auf den N-Eintrag in die Oberflächengewässer über die Eintragspfade Grundwasser, künstliche Entwässerungssysteme und natürlicher Zwischenabfluss

Wie Abbildung 11-13 zeigt, werden die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss, natürliche Entwässerungssysteme und das Grundwasser durch Szenario I um jeweils nur ca. 10% reduziert, während Szenario II eine immerhin jeweils ca. 30%-ige Reduktion der N-Einträge in die Vorfluter zur Folge hätte. Dies entspricht einer Reduktion der N-Einträge in die Oberflächengewässer über die drei Austragspfade von ca. 18.000 t N/a auf 17.500 t N/a bei Szenario I und auf ca. 13600 t N/a bei Szenario II.

Dieser Sachverhalt legt den Schluss nahe, dass in vielen Regionen vermutlich nur über eine Kombination verschiedener Maßnahmen, wie z.B. die Szenario II zugrunde liegende Kombination aus Direktsaat /Streifenanbauverfahren mit Anbau von Zwischenfrüchten oder grundwasserschonende Gülleausbringung, ein effizienter Rückgang der N-Einträge in die Oberflächengewässer erreicht werden kann.

12 Zusammenfassung

Ziel des Vorhabens war eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch aufgelöste und eintragspfadspezifische Modellierung der N- und P-Einträge in die Grund- und Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts mit einem Schwerpunkt auf der Betrachtung der diffusen, landwirtschaftlichen Quellen. Auf diese Weise wurden räumliche Belastungsschwerpunkte und damit Vorranggebiete für die Umsetzung von Nährstoffminderungsmaßnahmen identifiziert. Darüber hinaus wurde basierend auf den eingesetzten Modellen die Wirksamkeit von ausgewählten Maßnahmen im Hinblick auf die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer prognostiziert.

Für die Modellierung wurden die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete GROWA-DENUZ/WEKU bzw. GROWA-MEPhos verwendet. Die für die Modellierungen benötigten Datengrundlagen wurden über den Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt (LHW) zur Verfügung gestellt. Neben Daten zu den Nährstoffbilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft sowie Stickstoff- und Phosphoremissionen aus Punktquellen umfasste dies hydrologische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen im Landesmaßstab. Die Modellrechnungen erfolgten für die gesamte Landesfläche Sachsen-Anhalts mit einer räumlichen Auflösung von 50m x 50m, so dass jede Modellrechnung konsistent für jeweils ca. 17 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt wurde.

Über den Projektfortschritt und die erzielten Ergebnisse wurde einem projektbegleitenden Arbeitskreis, der aus Vertretern des LHW, der LLFG und *des LAGB besetzt war* auf regelmäßig stattfindenden Arbeitsreffen berichtet, was maßgeblich zum Erfolg des Projektes beigetragen hat. So konnte nicht nur das regionale Expertenwissen schon während der jeweils aktuellen Modellierungsschritte einbezogen werden, sondern auch Inkonsistenzen oder Lücken in den Datengrundlagen frühzeitig erkannt und behoben werden.

1. *Mit der Wasserhaushaltmodellierung wurde die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse in Sachsen-Anhalt und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet.*

Für eine nach den Abflusskomponenten differenzierte Quantifizierung der diffusen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer wurde das Wasserhaushaltsmodell GROWA eingesetzt. Vor dem Hintergrund, dass die Modellierung die mittlere langjährige –und damit regional typische- hydrologische Situation abbilden sollte, erfolgten die GROWA - Modellrechnungen für die hydrologische Referenzperiode 1971 – 2000. Das Ergebnis der Wasserhaushaltsmodellierung dokumentiert die räumliche Variabilität der hydrologischen Verhältnisse und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen und Grundwasserabfluss) für den Nährstoffeintrag in die Gewässer.

In grundwasserfernen, Regionen entspricht die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe, weil das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen kann. In den grundwasser- und staunässebeeinflussten Bereichen der Lockergesteinsregionen hingegen wird mehr als 60% des Gesamtabflusses über künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen, Gräben), d.h. hydrologisch als Direktabfluss, abgeführt. Für die Festgesteinsregionen im Südteil Sachsen-Anhalts ergeben sich mit bis zu mehr als 80% sogar noch höhere Direktabflussanteile, hier jedoch bedingt durch den natürlichen Zwischenabfluss.

Die Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt hat gezeigt, dass von insgesamt 65 zur Verfügung stehenden Pegeln nur 41 für die Validierung verwendet werden konnten. Für die meisten dieser Pegel wurde bei der Validierung eine Abweichung von weniger als

30% erzielt. Für eine Reihe von Pegeln waren die Abweichungen zwischen modellierten und beobachteten Gesamtabflüssen größer, es ließen sich jedoch plausible Erklärungen (z.B. wasserwirtschaftliche Eingriffe) für die Abweichungen finden.

Aus diesem Grund bestand keine Notwendigkeit, die mit dem GROWA-Modell berechneten Abflusshöhen an die Messwerte anzupassen. Im Gegenteil, dies hätte zu einer Verfälschung der modellierten Abflusshöhen geführt, da alle wasserwirtschaftlichen Eingriffe in die Kalibrierung des Modells eingegangen wären. Insgesamt wurden die Ergebnisse der Wasserhaushaltsmodellierung mit dem GROWA-Modell als hinlänglich valide angesehen, so dass die ermittelten Abflusshöhen eine geeignete Grundlage für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter darstellten.

2. *Für die Modellanalysen zu den Nährstoffeinträgen ins Grundwassers und die Oberflächengewässer wird auf Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft und atmosphärische Depositionsraten aufgesetzt.*

Die mittlere Stickstoffbilanz der Landwirtschaft für die Periode 2007 – 2009 wurde dem FZJ von der Landesanstalt für Landwirtschaft, Forsten und Gartenbau des Landes Sachsen-Anhalt zur Verfügung gestellt. Der Datensatz wurde mit dem Modell STOFFBILANZ ermittelt und umfasst die N-Einträge über organische Dünger (Wirtschaftsdüngeranfall) sowie Mineraldünger und berücksichtigt zusätzlich Umsatz- und Immobilisierungsprozesse im Boden (außer Denitrifikation). Ackerbaulich genutzte Gebiete treten dabei mit Stickstoffbilanzüberschüssen von häufig > 50 kg N/(ha·a) hervor, während sich relativ geringe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft (< 25 kg N/(ha·a) hingegen in Regionen mit einem relativ hohen Waldanteil finden. In den bewaldeten Regionen spielt jedoch der N-Eintrag über die atmosphärische N-Deposition eine bedeutende Rolle. Mit Stickstoffmengen von bis zu mehr als 30 kg N/(ha·a) stellen atmosphärische Stickstoffeinträge dort, z.B. im Harz, die wichtigste diffuse N-Quelle dar.

3. *Der Nitratabbau im Boden ist in Sachsen-Anhalt regional bedeutsam.*

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird im DENUZ – Modell über die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden sowie durch das Nitratabbauvermögen des Bodens bestimmt. Danach führt die Denitrifikation im Boden zu einer nur geringen Reduzierung der N-Überschüsse im Boden in den Regionen, für welche geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden ermittelt worden sind. In der Regel sind dies die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem N-Bilanzüberschuss und atmosphärischer Deposition berechnet wurden, wie z.B. für den Harz und die Heidelandschaften. Dort führt die Dentrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von lediglich ca. 10 – 20%. Dagegen führen in den Bördelandschaften Sachsen-Anhalts selbst ungünstige Denitrifikationsbedingungen im durchwurzelten Bodenbereich aufgrund der langen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden dazu, dass mehr als 70% der ausgewiesenen N-Überschüsse im Boden denitrifiziert werden können.

4. *Die N-Einträge über künstliche Entwässerungssysteme sind insbesondere im Nordteil Sachsen-Anhalts bedeutsam.*

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerungssysteme treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Gley- und Pseudogleyböden hervor. Dort kommt es zu N-Einträgen von zum Teil mehr als 25 kg N/ha·a. Gemittelt über die Flächen mit künstlichen Entwässerungssystemen in Sachsen-Anhalt liegen die N-Einträge bei ca. 17 kg N/(ha a), was einer Gesamtfracht von ca 5120 t N/a entspricht.

5. *Die N-Einträge über natürlichen Zwischenabfluss sind insbesondere im Südteil Sachsen-Anhalts bedeutsam.*

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss treten vor allem die Festgesteinsregionen im Südteil Sachsen-Anhalts hervor. Dort kommt es zu N-Einträgen von zum Teil mehr als 50 kg N/ha·a, in vielen Regionen liegen die N-Einträge über diesen Austragspfad jedoch bei unter 10 kg N/ha·a. Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss liegen die N-Einträge dadurch bei ca. 15 kg N/(ha a), was einer Gesamtfracht von ca 5.700t N/a entspricht. Da der natürliche Zwischenabfluss eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z.B. zur Erhöhung der Verweilzeiten und damit der Nitratabbauraten im Boden, gering.

6. *In sauerstofffreien reduzierten Aquiferen mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers kann ins Grundwasser eingetragenes Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut werden.*

Ein Teil der N-Austräge aus dem Boden wird über die Grundwasserneubildung in das Grundwasser eingetragen und innerhalb des Aquifers zu einem Oberflächengewässer transportiert. Je nach dem vorherrschenden Denitrifikationsvermögen im Aquifer, können hierbei Nitratabbauprozesse ablaufen. Dieser reaktive N-Transport im Grundwasser wurde mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit von den Grundwasserverweilzeiten, den N-Einträgen in den Aquifer und den Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert.

Im Norden Sachsen-Anhalts stehen nitratabbauende Aquifere im Untergrund an. Dort ist zu erwarten, dass ein Großteil der ins Grundwasser eingetragenen Nitratmenge auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut wird, selbst wenn die betreffende Region als „hot-spot“ Region für den N-Eintrag ins Grundwasser anzusehen ist. In den südlichen Landesteilen dagegen weisen die Aquifere keine signifikanten Denitrifikationskapazitäten auf. Dort entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer im Wesentlichen den N-Einträgen ins Grundwasser. In landwirtschaftlich genutzten Regionen können dort dadurch grundwasserbürtige N-Austräge in die Vorfluter von 50 kg N/(ha a) auftreten. Da der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Vorfluter in vielen (nördlichen) Landesteilen jedoch fast flächendeckend vernachlässigbar ist, ergibt sich damit im Mittel Sachsen-Anhalts ein grundwasserbürtiger N-Eintrag in die Vorfluter von ca. 3,7 kg N/(ha a), was einer Gesamtfracht von ca. 7.100 t N/a entspricht.

7. *Die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter machen weniger als 15% der gesamten N-Fracht in den Vorflutern aus.*

Als N-Einträge aus punktförmigen Quellen wurden kommunale Kläranlagen, industrielle Kläranlagen, Kleinkläranlagen, Mischwassersysteme und die Trennkanalisation berücksichtigt. Durch den Ausbau der Kläranlagen seit der Wende konnten die punktförmigen N-Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen sowie aus Kleinkläranlagen deutlich reduziert werden. Aktuell besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit fast 1.500 t N/a eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von 14% zu 86 % liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

8. *Über die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme gelangt der größte Teil der im Vorfluter befindlichen N - Gesamtmenge in die Vorfluter.*

Die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme dominieren in allen Landschaftseinheiten und Flussgebieten Sachsen-Anhalts. Die Größenordnung des N-Eintrags in die Vorfluter ist dabei mit Werten zwischen ca. 5000 t N/a und 7000 t N/a im Landesmittel für alle drei Austragspfade vergleichbar. Mehr als 80% der im Vorfluter befindlichen N - Gesamtmenge gelangen über diese drei Eintragspfade in die Vorfluter. Erkennbar sind hierbei regionale Schwerpunkte. Während der natürliche Zwischenabfluss und der grundwasserbürtige Abfluss in den südlichen Landesteilen maßgeblich sind, spielen N - Einträge über künstliche Entwässerungssysteme vor allem im Nordteil eine große Rolle. Die Dränflächen führen dort zu einem beschleunigten N-Austrag aus dem Boden, so dass der mikrobielle N-Abbau im Boden in einem nur sehr begrenzten Umfang erfolgen kann. Die diffusen Eintragspfade Erosion und Abschwemmung treten dagegen mit ca. 310 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 550 t N/a.

9. *Bezogen auf die eingetragene N-Menge pro Flächeneinheit (ha) ist der N-Eintrag über das Grundwasser weniger bedeutsam als die N-Einträge über natrürlichen Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme*

Während die N-Einträge über das Grundwasser mit ca. 7000 t N/a den größten Anteil an den gesamten N-Einträgen haben, so zeigt sich im Hinblick auf die N-Einträge pro Flächeneinheit (ha) ein anderes Bild. Mit ca. 17 kg N/(ha*a) bzw. 15 kg N/(ha a) stellen bei dieser Betrachtungsweise die N - Einträge aus künstlichen Entwässerungssystemen und über den natürlichen Zwischenabfluss die wichtigsten Eintragspfade dar, während die N-Einträge über den Grundwasserpfad mit ca. 3,7kg N/(ha a) deutlich zurücktreten. Dies erklärt sich dadurch, dass N-Einträge über das Grundwasser flächendeckend realisiert werden, während die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme an bestimmte Standortbedingungen geknüpft sind.

Die Entwicklung von Maßnahmen zur Reduktion der N-Einträge auf Standorten, die über Dränagesysteme entwässert werden, wäre eine Möglichkeit, N-Einträge in die Vorfluter gezielt, d.h. auf einer relativ begrenzten Fläche, zu steuern. Bei Standorten, die durch natürlichen Zwischenabfluss oder über das Grundwasser entwässern, ist diese Steuerungsmöglichkeit nicht gegeben, da der Abfluss (und damit die N-Einträge) von den natürlichen Standortbedingungen (Boden, Geologie etc.) abhängen. Einzige Möglichkeit zur Reduzierung der N-Einträge in die Vorfluter ist dort die Reduzierung der N-Einträge in den Boden, z.B. durch die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen.

10. Modellierte N- Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten N -Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergeichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst sowie die Nährstoffrückhalte und –verluste in den Oberflächengewässern berücksichtigt. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer standen für Sachsen-Anhalt langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 63 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000-2010 zur Verfügung, von denen jedoch nur 31 Einzugsgebiete zur Frachtvalidierung verwendet werden konnten. Bei 32 der Teileinzugsgebiete, für die Messwerte zum Stickstoffgehalt im Vorfluter vorlagen, wurden entweder signifikante Beeinflussungen des natürlichen Abflussgeschehens durch anthropogene Einflüsse nachgewiesen, oder aber es fehlten viele Messwerte zum Abfluss. Die zur Validierung verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebiete wiesen ein Bestimmtheitsmaß von r2=0,68 auf. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets stellt dies eine gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten N-Frachten dar.

11. Der überwiegende Teil der P-Einträge erreicht nach nach MEPhos-Berechnungen die Oberflächengewässer über die Pfade kommunale Kläranlagen, Erosion, Trennkanalisation und Grundwasser.

Insgesamt werden Gesamteinträge von Gesamt-P von 530 t/a modelliert. Mit einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 45 zu 55 % sind die Anteile beider Quellen noch relativ ausgeglichen. Mit 27 % oder 141 t/a stellen kommunale Kläranlagen im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen Erosion (95 t/a oder 18 %), Trennkanalisation (59 t/a oder 11 %) und Grundwasser (57 t/a oder 11 %). Über die restlichen sieben Eintragspfade gelangen ca. 33 % oder 178 t/a in die Oberflächengewässer Sachsen-Anhalts. Die geschilderte Dominanz kann auch für einen Großteil der Teileinzugsgebiete Sachsen-Anhalts verallgemeinert werden. Regional kann die Bedeutung einzelner Eintragspfade jedoch stärker variieren. Die Erosion kann in westlichen und südwestlichen Einzugsgebieten die dominierende P-Quelle darstellen. Die Bedeutung der Punktquellen nimmt grundsätzlich mit der Bevölkerungsdichte von Süden nach Norden ab.

12. Modellierte P- Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Oberflächengewässer abgeglichen.

Um die Güte der Modellergebnisse zu überprüfen, wird ein Vergleich der Gesamteinträge über alle Eintragspfade mit mehrjährigen mittleren Frachten durchgeführt, die für Gütemessstellen ermittelt wurden. Hierzu mussten im Zeitraum 2000-2010 mindestens 50 Messungen des Güteparameters Gesamt-P sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. Pgesamt-Frachten liegen für 47 Messstellen vor. Im Unterschied zum Stickstoff, bei dem gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, wird im Modell MEPhos für Sachsen-Anhalt bei P keine Retention betrachtet.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Gewässerfrachten zeigt eine relativ große Streuung und Tendenzen einer Überschätzung. Ursache hierfür ist jedochnicht die Nicht-Berücksichtigung der Retention. Vielmehr wird die Ursache in fehlerhaften Gewässerfrachten gesehen, in deren Ermittlung wasserwirtschaftlich stark beeinflussste Abflussdaten eingegangen sind.

Zusätzlich zum Vergleich mit Gewässerfrachten werden Vergleiche der Modellergebnisse mit den Ergebnissen der Zustandsbewertung von Oberflächengewässern vorgenommen. Hierbei zeigen sich gute Übereinstimmungen zwischen gutem Gewässerzustand und niedriger P-Belastung und umgekehrt.

13. Die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ist ein wichtiger Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziels von 50 mg/l erreicht werden kann.

Durch Kombination der berechneten auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden mit der Sickerwasserrate wurde im DENUZ - Modell die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Diese gibt an, mit welcher mittleren Konzentration das aus dem Boden ausgetragene Nitrat mit der Grundwasserneubildung ins Grundwasser bzw. über die Direktabflusskomponenten in die Oberflächengewässer eingetragen wird.

Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg/l NO_3^- und mehr errechneten sich vor allem für die Regionen, in denen die auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden bei mehr als 25 kg/(ha·a) liegt. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von unter 25 mg NO3/l ergeben sich dagegen für die landwirtschaftlich extensiv genutzten Mittelgebirgsregionen sowie in den Regionen mit sehr guten Nitratabbaubedingungen im Boden, wie z.B. in Niederungsbereichen.

In Ermangelung anderer Möglichkeiten wurden die modellierten mittleren langjährigen Nitratkonzentrationen im Sickerwasser mit gemessenen Nitratkonzentrationen im oberen Grundwasserleiter verglichen. Hierzu wurden gezielt oberflächennahe Messstellen ohne Hinweis auf reduzierte Grundwasserverhältnisse ausgewählt. Es zeigte sich, dass die modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in vielen Fällen in der gleichen Größenordnung wie die gemessenen Nitratkonzentrationen im oberflächennahen Grundwasser oxidierter Aquifere liegen, so dass die modellierten Nitratkonzentrationen indirekt bestätigt wurden.

14. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser finden sich in Sachsen-Anhalt nicht nur in Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft.

Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Sachsen-Anhalts zu einer nur geringen Sickerwasserbildung. Bei einer Sickerwasserhöhe von 50 mm/a, die für weite Teile der Magdeburger Börde typisch ist, reicht dann bereits eine auswaschungsgefährdete Nitrat-N-Menge im Boden von 10 kg N/(ha a) um eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von fast 90 mg NO3/l zu erreichen, so dass der EU-Grenzwert für Nitrat deutlich überschritten wird. Umgekehrt liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser bei einer auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden von 5 kg N/(ha.a) dann bereits unterhalb des EU-Grenzwertes von 50 mg/l, was zu einer anderen Einschätzung des Standort im Hinblick auf seine Austragsgefährdung führt. Es darf insgesamt stark bezweifelt werden, dass Maßnahmen zur Reduzierung der N-Austräge aus dem Boden regional so gezielt umsetzbar sind, dass eine Verminderung in der Größenordnung von 5 kg N/(ha.a) in der Praxis tatsächlich erzielt wird.

15. Es wurde ein hypothetischer N- Minderungsbedarf abgeleitet, der erbracht werden müsste, um das Schutzziele für das Grundwasser (50 mg NO3/l) zu erreichen.

Die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist ein guter Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziel von 50 mg/l in einer Region erreicht werden kann bzw. zur Abschätzung der hierfür erforderlichen Reduktion des N-Überschusses. Als ein Maß für die maximal tolerierbaren N-Überschüsse, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll, wurde in Abstimmung mit dem projektbegleitenden Arbeitskreis eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l festgelegt. Bei diesem Wert ist sichergestellt, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat in allen Fällen eingehalten werden kann, d.h. auch bei Aquiferen, bei denen die Denitrifikationskapazität verbraucht ist bzw. bei oxidierten Grundwässern ohne Denitrifikationskapazität.

Unter der Prämisse einer konstanten mittleren Sickerwasserrate und einem konstanten Denitrifikationspotenzial im Boden wurde durch eine “Rückwärtsrechnung” der maximale N-Überschuss aus der Landwirtschaft berechnet, der langfristig zu einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg/l führt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss wurde daraus der Minderungsbedarf bestimmt.

Dieser liegt im Nordteil Sachsen-Anhalts zwischen 15 und 50 kg N/(ha a). Eine Reduktion > 25 kg N/(ha•a) ist typisch für viele ackerbaulich genutzte Flächen und nicht auf die Höhe der N-Bilanzüberschüsse zurückzuführen, sondern auf die ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden und die geringe Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich. Aufgrund günstigerer Denitrifikationsbedingungen im Boden und eine höhere Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich liegt der N-Minderungsbedarf in den Bördelandschaften trotz höherer N-Bilanzüberschüsse bei unter 15 kg N/(ha•a). Im Mittel über alle Flächen mit Minderungsbedarf in Sachsen-Anhalt ergibt sich hierdurch ein N-Minderungsbedarf von ca. 27 kg N/(ha a). Der gesamte für Sachsen-Anhalt zu realisierende

N-Minderungsbedarf würde bei ca. 17.000 t N/a liegen, was im Mittel ca. 40% der aktuellen N-Austräge aus dem Boden entspricht.

16. In zwei Szenarien wurde analysiert, wie sich N-Minderungsmaßnahmen der Landwirtschaft auf die N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer auswirken können

Zur Analyse der möglichen Auswirkungen von N-Minderungsmaßnahmen der Landwirtschaft auf die N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer wurde auf die N-Überschüsse von zwei Szenarien aufgesetzt, mit denen die LLFG mögliche Entwicklungen in der Landwirtschaft abgebildet hat. Beim Szenario I wurde die Auswirkung der Maßnahme „Direktsaat/Streifenanbauverfahren“ analysiert, in Szenario II die Auswirkung der Maßnahmenkombination „Direktsaat /Streifenanbauverfahren mit Anbau von Zwischenfrüchten oder grundwasserschonende Gülleausbringung“.

Es konnte gezeigt werden, dass sich die N-Einträge über die wichtigsten Eintragspfade (natürlicher Zwischenabfluss, natürliche Entwässerungssysteme und Grundwasser) bei Umsetzung von Szenario I um jeweils nur ca. 10% reduziert, während Szenario II eine immerhin jeweils ca. 30%-ige Reduktion der N-Einträge in die Vorfluter zur Folge hätte. Dies würde einer Reduktion der N-Einträge in die Oberflächengewässer über die drei Austragspfade von ca. 19.200 t N/a auf 17.500 t N/a bei Szenario I und auf ca. 13600 t N/a bei Szenario II entsprechend.

Unabhängig von den tatsächlichen Realisierungsmöglichkeiten legt dieser Sachverhalt legt den Schluss nahe, dass in vielen Regionen vermutlich nur über eine Kombination verschiedener Agrarumweltmaßnahmen, wie z.B. die Szenario II zugrunde liegende Kombination aus Direktsaat /Streifenanbauverfahren mit Anbau von Zwischenfrüchten oder grundwasserschonende Gülleausbringung, ein effizienter Rückgang der N-Einträge in die Oberflächengewässer erreicht werden kann.

17. Hohe Verweilzeiten können selbst bei sinkenden Nährstoffbilanzüberschüssen kurz- und mittelfristig die Konzentrationen im Grundwasser ansteigen lassen

Die Bewertung des Zeitraums zwischen einer Änderung des N-Bilanzüberschusses und dessen Auswirkung auf die Nitratkonzentrationen im Grundwasser und den N-gehalten in den Oberflächengewässern kommt eine besondere Bedeutung zu.

Besonders kurze Verweilzeiten (häufig weniger als 5 Jahre) wurden mit dem WQEKU-Modell für viele Mittelgebirgsbereiche berechnet. Im Lockergesteinsbereich dominieren aufgrund der geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers Verweilzeiten zwischen ca. 10 und 35 Jahren. Schadstoffgehalte im Grundwasser können dort daher auch dann noch steigen, wenn das Baseline – Szenario bzw. über das Baseline – Szenario hinausgehende gezielte Reduktionsmaßnahmen (siehe unten) schon eingeleitet worden sind.

Über eine Verweilzeitenanalyse kann ggf. gegenüber der EU begründet werden, warum die eingeleiteten N-Minderungsmaßnahmenprogramm zwar geeignet ist, die Ziele der WRRL langfristig zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten im Boden- und Grundwassersystem eine Erreichung der Ziele bis 2015 (und ggf. sogar 2027) nicht möglich ist.

13 Fazit und Empfehlungen

- Die vorgelegte Studie hat gezeigt, dass die Modelle GROWA – DENUZ - WEKU und MePhos geeignet sind, die Nährstoffsituation in Sachsen-Anhalt realitätsnah sowohl in großer Flächendifferenzierung als auch nach Eintragspfaden differenziert abzubilden und Handlungsnotwendigkeiten aufzuzeigen.
- Während die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter weniger als 15% der Gesamt-N-Einträge darstellen, erfolgt der größte Anteil der N-Einträge in die Vorfluter über die diffusen Austragspfade Grundwasser, natürlichen Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme. Maßnahmen zur Verminderung der N-Einträge sollten sich daher vor allem auf die Landwirtschaft konzentrieren.
- Verglichen mit anderen Regionen Deutschlands liegen die N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in Sachsen-Anhalt aktuell auf einem niedrigen Niveau. Dennoch sind zur Erreichung der Ziele der WRRL weitere Anstrengungen notwendig. Die Analyse der Auswirkungen von exemplarischen N-Minderungsszenarios hat gezeigt, dass Einzelmaßnahmen in der Regel weniger effektiv sind als auf die jeweilige Region zugeschnittene Maßnahmenkombinationen.
- Der bei der Modellierung ausgewiesene N-Minderungsbedarf hat sowohl für den Ist-Zustand wie auch für die ausgewiesenen Szenarien die Dimension der notwendigen N-Minderung aufgezeigt. In einzelnen Regionen müssten danach mehr als die Hälfte der aktuellen N-Austräge aus dem Boden reduziert werden.
- Bei der Dimensionierung von N-Minderungsmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft sollte die hydrologische Standortsituation in Sachsen-Anhalt Berücksichtigung finden. Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Sachsen-Anhalts zu einer nur geringen Sickerwasserbildung. Hohe Nitratkonzentrationen in den Abflusskomponenten finden sich in Sachsen-Anhalt deshalb nicht nur in Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, sondern generell auch in den niederschlagsarmen Regionen.
- So liegt der maximal zulässige N-Überschuss im Boden in einzelnen Regionen rechnerisch nur bei ca. 5 – 10 kg N/(ha.a). Es darf stark bezweifelt werden, dass zusätzlich einzuleitende N-Minderungsmaßnahmen regional so gezielt umsetzbar sind, dass eine Reduktion der mittleren N-Austräge aus dem Boden in dieser Größenordnung in der Praxis tatsächlich umgesetzt werden können.
- Bei Standorten, die durch natürlichen Zwischenabfluss oder über das Grundwaser entwässern, sind der Abfluss (und damit die N-Einträge) von den natürlichen Standortbedingungen (Boden, Geologie etc.) abhängig. Einzige Möglichkeit zur Reduzierung der N-Einträge in die Vorfluter ist dort die Reduzierung der N-Einträge in den Boden, z.B. durch die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen.
- Geprüft werden sollte jedoch, ob durch geeignete wasserwirtschaftliche Baumaßnahmen in den künstlich entwässerten, grundwasser- und staunässebeeinflussten Lockergesteinsregionen effiziente Steuerungsmöglichkeiten bestehen. So können beispielsweise durch ein verbessertes Düngungsmanagement und durch unterschiedliche wasserbauliche Verfahren, z.B. ein intelligentes Dränmanagement bezüglich des Drän- oder Grabenabflusses (z.B. controlled drainage systems), oder zur Reduzierung der Nährstoffe des Dränwassers (durch z.B. Retentionsteiche) die Einträge in Oberflächengewässer verringert werden.
- Aber selbst nach flächendeckender Umsetzung von Maßnahmenkombinationen zur N-Minderung ist mit keiner unmittelbaren Zielerreichung für das Grundwasser und die Oberflächengewässer zu rechnen. Aufgrund der Fließzeiten in Boden und Grundwasser

wird selbst der Zeitraum bis 2027 in vielen Regionen voraussichtlich nicht ausreichen, um die Ziele der WRRL zu erreichen.

- Landesweit waren nur 30 - 40 Einzugsgebiete so mit Pegeln versehen, dass ein Vergleich der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt und zu den Nährstoffkonzentrationen mit beobachteten Werten möglich war. Es wird empfohlen, das Pegelmessnetz speziell in der Lockergesteinsregion Sachsen-Anhalts und im Harzvorland sowie den südlichen Landesteilen gezielt zu verdichten. Hierbei sollte darauf geachtet werden, dass es sich um anthropogen unbeeinflusste Einzugsgebiete handelt, oder aber um Einzugsgebiete, in denen die wasserwirtschaftlichen Eingriffe quantifizierbar sind. Neben der Durchflussmenge sollten zudem die Nährstoffkonzentrationen am Pegel erfasst wurden.
- Aufgrund unzureichender Datengrundlagen wurde auf eine regionale Ausdifferenzierung des Nitratabbauvermögens in den Grundwasserdeckschichten, d.h. dem Teil der ungesättigten Zone zwischen Wurzelzone und Grundwasseroberfläche, generell verzichtet. Es wird empfohlen, Datengrundlagen zum Aufbau der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vor dem Hintergrund der hier behandelten Fragestellung zu recherchieren bzw. gezielt aufzubauen.
- Auf Bundeslandsebene standen damit während der Projektlaufzeit keine für eine räumlich repräsentative Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser geeigneten Daten aus BDF-Standorten zur Verfügung, obwohl ein entsprechendes Messnetz für die Überwachung der Effizienz der landwirtschaftlichen N-Minderungsmaßnahmen dringend erforderlich wird. Das vorhandene System der BDF würde sich hierfür anbieten, jedoch sollten die ursprünglich vorgesehenen BDF Standorte im Sinne einer Mitnutzung zur Sickwasserüberwachung ausgebaut werden. Zudem sollten weitere repräsentativ über die Agrarregionen des Landes verteilte BDFs zusätzlich eingerichtet werden.
- Landesweit standen 461 Grundwassergütestellen zu Verfügung, die sich sehr uneinheitlich auf die einzelnen grundwasserführenden Gesteinseinheiten verteilen. Vor allem in der Festgesteinsregion ist das Grundwassergütemessnetz nur relativ dünn. Generell wird empfohlen zu prüfen, ob das Gütemessnetz der Grundwasserüberwachung zur Überwachung der Nitratgehalte im Grundwasser durch die Einbeziehung von Quellen, speziell in der Festgesteinsregion, gezielt erweitert werden kann.
- Zur Überprüfung der Modellergebnisse zum N- und P-Eintrag über künstliche Entwässerungssysteme (Drainagen) standen während der Projektlaufzeit nur Ergebnisse aus einem Sonderuntersuchungsprogramm für zwei konventionell ackerbaulich genutzte Untersuchungsgebiete zur Verfügung. Es wird empfohlen, ein Gütemessnetz zur expliziten Überwachung von Dränausflüssen in repräsentativen Agrarregionen aufzubauen, da eine Überwachung der Effizienz von landwirtschaftlichen N-Minderungsmaßnahmen zukünftig dringend erforderlich wird.
- Der zyklische Aufbau der EU-Wasserrahmenrichtlinie legt eine periodische Fortschreibung und Aktualisierung der Modellierungen, z.B. durch Berücksichtigung besserer Datengrundlagen oder neuerer Erkenntnisse, nahe.
- Die zugrunde liegenden Modelle werden im Forschungszentrum Jülich zudem kontinuierlich verfeinert und weiterentwickelt. Mit dem neu entwickelten mGROWA-Modell (Herrman et al., 2013) ist es z.B. bereits jetzt möglich, den Wasserhaushalt und die Abflusskomponenten in täglicher Zeitauflösung abzubilden. Dies wird es zukünftig ermöglichen, den innerjährlichen Gang der N-Einträge in die Vorfluter und entsprechende N-Managementoptionen abzubilden. Durch Einbeziehung der Erkenntnisse aus dem Forschungsvorhaben der BTU Cottbus zur Ammoniumbelastung in Sachsen-Anhalt wäre z.B. zukünftig die explizite Berücksichtigung der Ammoniumfraktion bei den N-Einträgen über künstliche Entwässerungssysteme und das Grundwasser möglich.

14 Literatur

Ad-hoc-Arbeitsgruppe Boden (1996): Bodenkundliche Kartieranleitung (KA4). Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe, Hannover, Germany.

Ahuja, L.R., Cassel, D.K., Bruce, R.R., Barnes, B.B. (1988): Evaluation of spatial distribution of hydraulic conductivity using effective porosity data. Soil Science: 404-411

Allen RG, Pereira LS, Raes D & Smith M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.

ATV-DVWK (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. , Hennef, Germany, 144 pp.

Auerswald, K. u. Weigand, S. (1999): Eintrag und Freisetzung von P durch Erosionsmaterial in Oberflächengewässern. VDLUFA-Schriftenreihe 50/1999, Darmstadt, 37-54.

Auerswald, K. (1987): Sensitivität erosionsbestimmender Faktoren.- Wasser Boden, 39. Jg., H. 1, S. 34-38.

Auerswald, K. (1989): Prognose des P-Eintrags durch Bodenerosion in die Oberflächengewässer der BRD.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 59/II, S. 661-664.

Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria.- In: Universität Karlsruhe, Inst. f. Wasserbau u. Kulturtechnik (Hrsg., 1992): Sediment Management - 5th International Symposium on River Sedimentation.- Vol. II, Karlsruhe, S. 1031-1036.

Auerswald, K. (1993): Bodeneigenschaften und Bodenerosion - Wirkungswege bei unterschiedlichen Betrachtungsmaßstäben.- Relief, Boden, Paläoklima, Bd. 8, Berlin u. Stuttgart, 208 S.

Auerswald, K. (1998): Bodenerosion durch Wasser.- In: Richter, G. (Hrsg., 1998): Bodenerosion - Analyse und Bilanz eines Umweltproblems.- Darmstadt, S. 33-37.

Auerswald, K. u. Schröder, R. (2001): Simulation von verschlämmungsgesteuertem Abfluss heterogen genutzter Einzugsgebiete.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 10, S. 17-20.

Auerswald, K., Flacke, W. u. Neufang, L. (1988): Räumlich differenzierende Berechnung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten - Modellgrundlagen der dABAG.- Z. Pflanzen¬ernähr. Bodenk., Bd. 151, S. 369-373.

Bardossy, A., Giese, H., Grimm-Strele, J. & Barufke, K.P. (2003): SIMIK+ – GIS – implementierte Interpolation von Grundwasserparametern mit Hilfe von Landnutzungs- und Geologiedaten. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung 47, H. 1, S. 13 – 20.

Baumgartner, A., Liebscher, H.-J. (1996): Lehrbuch der Hydrologie: Band 1: Allgemeine Hydrologie. Gebrüder Bornträger, Berlin Stuttgart, 694 pp.

Behrendt, H. u. Opitz, D. (2000): Retention of nutrients in river systems: dependence on specific runoff and hydraulic load.- Hydrobiologia, Bd. 410, S. 111-122.

Behrendt, H., Huber, P., Ley, M., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G. u. Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands.- UBA-Texte, Bd. 75/99, Berlin, 289 S.

Behrendt, H., Huber, P., Opitz, D., Schmoll, O., Scholz, G., Uebe, R. (1999): Nährstoffbilanzierung der Flußgebiete Deutschlands. 296 25 515 UBA-FB 99-087, Umweltbundesamt, Berlin, Germany, pp. 386.

Beichert, J., Hahn, H. H. (1996): Langzeitsimulation von Abfluß und Feststofffracht für generalisierte Mischwassernetze.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 184-197.

Bernhardt, H. (Hrsg., 1978): Phosphor - Wege und Verbleib in der Bundesrepublik Deutschland.- Weinheim, 273 S.

Beudert, G. (1997): Gewässerbelastung und Stoffaustrag von befestigten Flächen in einem kleinen ländlichen Einzugsgebiet.- Diss., Univ. Karlsruhe, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Schr.-R. ISWW, Bd. 80, München u. Wien, 216 S.

BfG, Bundesanstalt f. Gewässerkunde (Hrsg., 1997): Vergleich von Schätzmethoden für jährliche Stofffrachten am Beispiel des IKSR-Meßprogrammes 1995.- Koblenz.

Blankenburg, J. (1983): Untersuchungen zur Phosphatdynamik saurer organischer Böden im Hinblick auf die Reduzierung des Phosphoraustrages und der Gewässereutrophierung durch boden- und düngetechnische Maßnahmen.- Göttinger Bodenkundl. Ber., Bd. 78, S. 1-106.

Blankenburg, J. (1995): Wasserhaushalt von Niedermooren und hydrologisches Management.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 36, S. 102-106.

Blankenburg, J. (1999): Leitbilder der Hochmoornutzung und die langfristige Nutzung von Hochmoorgrünland.- Telma, Bd. 29, S. 183-190.

Blankenburg, J. (2001): Moorkundlich-hydrologische Untersuchungen.- Angew. Landschaftsökol., H. 38, S. 39-50.

Blankenburg, J. u. Scheffer, B. (1985): Phosphatdynamik saurer organischer Böden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 43/I, S. 43-48.

Bogena, H., Kunkel, R., Schobel, T., Schrey, H.P., Wendland, E. (2005): Distributed modeling of groundwater recharge at the macroscale. 0304-3800, pp. 15-26.

Bogena, H., Kunkel, R., Schöbel, T., Schrey, H.P., Wendland, F. (2003): Die Grundwasserneubildung in Nordrhein-Westfalen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1985): Vertikale Stoffkonzentrationsprofile im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers und deren Interpretation (Beispiel Fuhrberger Feld). Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 543-552

Böttcher, J., Strebel, O., Duynisveld, W.H.M. (1989): Kinetik und Modellierung gekoppelter Stoffumsetzungen im Grundwasser eines Lockergesteinsaquifers. Geologisches Jahrbuch: 3-40

Braun, M. u. Leuenberger, J. (1991): Abschwemmung von gelöstem Phosphor auf Ackerland und Grasland während den Wintermonaten.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 4, H. 10, S. 555-560.

Braun, M., Hurni, P. u. von Albertini, N. (1993): Abschwemmung von Phosphor auf Grasland an zwei verschiedenen Standorten im Einzugsgebiet des Sempachersees.- Landwirtsch. Schweiz, Bd. 6, H. 10, S. 615-620.

Brinschwitz, K. & Keller, St. (2011): Ausweisung vernässungsgefährdeter Bereiche in Sachsen-Anhalt. Abschlussbericht Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, 12 Seiten, unveröffentlicht.

Brombach, H. u. Michelbach, S(1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffaustrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.- Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49.

Brunner, P. (1971): Belastung der Abwässer der Trennkanalisation.- Ber. d. Abwass.techn. Verein. e.V., Nr. 25, S. 75-96.

Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.

Denoth, F., Egli, M. u. Allgöwer, B. (1998): P-Verluste durch Abschwemmung - Ein Bewertungsmodell.- Agrarforsch., Bd. 5, H. 4, S. 165-168.

Dette, H.-H., Macke, E., de Vries, J. M. u. Schulz, O. (1996): Mischwasserschmutzfrachten in flachen Kanalnetzen.- In: Beichert, J., Hahn, H. H. u. Fuchs, S. (Hrsg., 1996): Stoffaustrag aus Kanalisationen - Hydrologie bebauter Gebiete.- Weinheim, S. 162-183.

Dils, R. M. u. Heathwaite, A. L. (1999): Phosphorus transport from diffuse agricultural sources: shallow subsurface pathways in grassland soils.- Impact of Land-Use Change on Nutrient Loads from Diffuse Sources - Proceedings of an international

symposium held during IUGG 99 at Birmingham, UK, 18-30 July 1999.- IAHS Publ., Nr. 257, S. 57-64.
DIN 4049-1 (1992): Hydrologie: Grundbegriffe. Beuth-Verlag, Berlin Wien Zürich.
Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen.- Arb.-H. Wasser, Bd. 2001/1, S. 109-167.
Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt von Niedersachsen, Aufbruch nach Europa: Hydrogeologie vor neuen Aufgaben. Arbeitshefte Wasser. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany, pp. 109-167.
Dunne, T. (Hrsg., 1978): Field studies of hillslope flow processes.- In: Kirkby, M. J. (Hrsg., 1978): Hillslope Hydrology.- Chichester u.a., S. 227-294.
Duttmann, R. (1999): Partikuläre Stoffverlagerungen in Landschaften - Ansätze zur flächenhaften Vorhersage von Transportpfaden und Stoffumlagerungen auf verschiedenen Maßstabsebenen unter besonderer Berücksichtigung räumlich-zeitlicher Änderungen der Bodenfeuchte.- H. 10, Hannover, 234 S.
Duttmann, R. u. Herzig, A. (2002): Vorhersage von Boden- und Gewässerbelastungen mit einem GIS-basierten Prognosesystem.- Proceed. 53. Deutscher Geographentag 2001 Leipzig, S. 439-450.
DVWK (1992): Entnahme und Untersuchungsumfang von Grundwasserproben. DVWK Regeln zur Wasserwirtschaft. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.
DVWK (1996): Ermittlung der Verdunstung von Land- und Wasserflächen. Merkblätter zur Wasserwirtschaft. Wirtschafts- und Verlags-Gesellschaft Gas Wasser, Bonn, Germany.
DVWK (Hrsg., 1985): Beiträge zu Oberflächenabfluß und Stoffabtrag bei künstlichen Starkniederschlägen.- DVWK-Schriften, H. 71, Hamburg u. Berlin.
equation: Simplified method of estimation.- J. Soil Water Cons., Vol. 49, S. 174-180.
European Parliament and Council of the European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. . Official Journal of the European Communities.
Fairfield, J. u. Leymarie, P. (1991): Drainage networks from grid digital elevation models.- Water Resources Res., Vol. 27, Nr. 5, S. 709-717.
Feichtinger, F. u. Schleifer, H. (1962): Maulwurfdränversuch 1951-1960.- Österr. Wasserwirtsch., 14. Jg., H. 6, S. 117-125.
Fier, A. u. Schäfer, W. (2004): Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphorausträgen aus Ackerflächen durch Wassererosion und aus Moor- und Marschböden mit dem Dränwasser.- Hannover, 59 S.
Fier, A. u. Schäfer, W. (2007): Abschätzung von Phosphatausträgen aus Ackerböden in Niedersachsen. GeoBer. 2, 33 – 77.
Finnern, H. (1975): Die Böden der Marsch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 22, S. 575-580.
Foerster, P. (1973): Einfluß hoher Güllegaben und üblicher Mineraldüngung auf die Stoffbelastung (NO3, NH4, P und SO4) im Boden- und Grundwasser in Sandböden Nordwestdeutschlands.- Z. Acker- u. Pflanzenbau, Bd. 137, S. 270-286.
Foerster, P. (1982): Dränwasseruntersuchungen in einer nordwestdeutschen Ackermarsch.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 16, H. 3, S. 159-174.
Foerster, P. (1984): Stoffgehalte im Drän- und im Grundwasser und Stoffausträge in einem Sandboden Nordwestdeutschlands bei Mineraldüngung und bei zusätzlicher Gülledüngung.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 17, H. 5, S. 373-405.
Foerster, P. (1988): Stoffgehalte und Stoffausträge im Dränwasser bei Grünland- und bei Ackernutzung in der nordwestdeutschen Geest.- Kali-Briefe (Büntehof), Bd. 19, H. 2, S. 169-184.
Foerster, P. (1998): Stoffausträge im Oberflächenabfluß auf Grünland in der Marsch.- Z. Kulturtechn. Landentw., Bd. 39, S. 12-16.

Foerster, P. u. Neumann, H. (1981): Die Stoffbelastung kleiner Fließgewässer in landwirtschaftlich genutzten Gebieten Norddeutschlands.- Mitt. Niedersächs. Wasseruntersuchungsamt Hildesheim, H. 7, S. 1-217.

Foerster, P., Scheffer, B. u. Neuhaus, H. (1985): Dränwassergüte und Nährstoffaustrag im nordwestdeutschen Raum auf Marsch, Moor und Geest.- Z. Dtsch. Geol. Ges., Bd. 136, S. 497-504.

Frede, H.-G. u. Dabbert, S. (Hrsg., 1999): Handbuch zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft.- 2. Aufl., Landsberg, 451 S.

Frere, M. H., Ross, J. D. u. Lane, L. J. (1980): The Nutrient Submodel.- In: Knisel, W. G. (Hrsg., 1980): CREAMS - A Field Scale Model for Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems.- USDA Conservation Research Report, Nr. 26, Tucson, Arizona, S. 65-87.

Fried, J. S., Brown, D. G., Zweifler, M. O. u. Gold, M. A. (2000): Mapping Contributing Areas for Stormwater Discharge to Streams Using Terrain Analysis.- In: Wilson, J. P. u. Gallant, J. C. (Hrsg., 2000): Terrain Analysis - Principles and Applications.- New York u.a., S. 183-203.

Gabriel, B., Ziegler, G. (1997): Natürliche und anthropogen überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Festgesteinsaquiferen. In: Matschullat, J., Tobschall, H.J., Voigt, H.J. (Eds.), Geochemie und Umwelt. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, pp. 343-357.

Gauger, T., Haenel, H.-D., Rösemann, C., Dämmgen, U., Bleeker, A., Erisman, J.W., Vermeulen, A.T., Schaap, M., Timmermenns, R.M.A., Builtjes, P.J.H., Duyzer, J.H., Nagel, H.-D., Becker, R., Kraft, P., A., S., Schütze, G., Weigelt-Kirchner, R., Anshelm, F. (2008): Erfüllung der Zielvorgaben der UNECE-Luftreinhaltekonvention (Wirkungen), Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Dessau-Rosslau, Germany.

Gburek, W. J. u. Sharpley, A. N. (1998): Hydrologic Controls on Phosphorus Loss from Upland Agricultural Watersheds.- J. Environ. Qual., Vol. 27, S. 267-277.

Gburek, W. J., Sharpley, A. N., Heathwaite, L. u. Folmar, G. J. (2002): Phosphorus management at the watershed scale: a modification of the phosphorus index.- J. Environ. Qual., Vol. 29, S. 130-144.

Gelbrecht, J., Zwirnmann, E. u. Driescher, E. (1991): Zur Phosphatbestimmung im Grundwasser.- Acta Hydrochim. Hydrobiol., Bd. 19, H. 2, S. 133-139.

Geoflux (2007): Bodenerosionsmodellierung und Ermittlung potentieller Gewässereinträge in Sachsen-Anhalt - Abschlussbericht. Umsetzung d. EG-Wasserrahmenrichtlinie in Sachsen-Anhalt - Ermittlung diffuser Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer des Landes / Teilprojekt 4, Projekt im Auftrag von LHW, LLFG und LAGB, Halle, 118 S.

Gerlinger, K. u. Scherer, U. (1997): Quantifizierung und Modellierung des Feststoff- und Phosphataustrages von landwirtschaftlichen Nutzflächen.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 419-422.

HAD (2000): Hydrologischer Atlas von Deutschland.- Herausgeber: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (ständig aktualisiert)

Haider, J. (2000): Beeinträchtigung der Oberflächengewässerqualität durch die Abschwemmung von Nährstoffen und Pflanzenschutzmitteln von Ackerflächen-eine Emissionsbetrachtung.- In: LUA NRW (Hrsg., 2000): Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen : Jahresbericht 1999.- Essen, S. 155-161.

Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin.

Hannappel, S. (1996): Die Beschaffenheit des Grundwassers in den hydrogeologischen Strukturen der neuen Bundesländer. Berliner Geowiss. Abhandlungen, Reihe A. Freie Universität Berlin, Berlin, Germany.

Hannappel, S., Voigt, H.J. (1999): Hydrogeologische Erkundungsergebnisse im Land Brandenburg: Anwendungsbeispiel 5: Regionale Datensammlungen, Methoden für

die Beschreibung der Grundwasserbeschaffenheit. DVWK-Schriften. Paul Parey Verlag, Hamburg Berlin.

Harenz, H. (1992): Einfluß des langjährigen Düngungsniveaus auf den Phosphor-Status eines Sandbodens.- Vom Wasser, Bd. 78, S. 173-186.

Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völkenrode, Sonderh., H. 158, S. 1-217.

Heathwaite, A. L. (1997): Sources and Pathways of Phosphorus Loss from Agriculture.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 205-223.

Hellmann, H. (1986): Zum Problem der Frachtberechnung in Fließgewässern.- Z. Wasser-Abwasser-Forsch., S. 133-139.

Hennings, V. (Ed.), (2000): Methodendokumentation Bodenkunde: Auswertungsmethoden zur Beurteilung der Empfindlichkeit und Belastbarkeit von Böden. Geologisches Jahrbuch, Reihe G, Heft SG 1. Schweizerbartsche Verlagsbuchhandlung, Hannover, Germany.

Hodgkin, E. P. u. Hamilton, B. H. (1993): Fertilizers and eutrophication in southwestern Australia: Setting the scene.- Fertilizer Res., Vol. 36, S. 95-103.

Hoffman, M. u. Meinken, M. (1999): Grund- und Bodenwasserhaushalt in der Unterwesermarsch und ihre Wechselwirkungen.- Bremer Beitr. Geogr. Raumpl., H. 35, S. 87-108.

Hoffmann, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffüberversorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.

Hölting, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.

Horton, R. E. (1933): The role of infiltration in the hydrologic cycle.- Amer. geophys. Union Trans., Vol. 14, S. 446-460.

Huber, P. u. Behrendt, H. (1997): GIS-gestützte Modellierung des erosionsbedingten Eintragspotentials in Fließgewässer.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 83, S. 439-442.

Isringhausen, S., Duttmann, R. u. Mosimann, T. (1999): Überprüfung räumlich differenzierter Prognosen erosionsbedingter Stofftransporte durch Feldbeobachtungen.- Wasser Boden, 51. Jg., H. 12, S. 25-32.

Jung, L. u. Brechtel, R. (1980): Messungen von Oberflächenabfluß und Bodenabtrag auf verschiedenen Böden der Bundesrepublik Deutschland.- DVWK-Schriften, H. 48, Hamburg u. Berlin, 139 S.

Kille, K. (1970): Das Verfahren MoMNQ, ein Beitrag zur Berechnung der mittleren langjährigen Grundwasserneubildung mit Hilfe der monatlichen Niedrigwasserabflüsse. Zeitschrift der Deutschen Gesellschaft für Geowissenschaften (Sonderband): 89-95

Klaghofer, E. (1987): Das Oberflächenabflußverhalten landwirtschaftlich genutzter Böden bei Starkregen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 102-108.

Klein, H. (1982): Die Beschaffenheit der Niederschlagsabflüsse von Autobahnen.- Wasserwirtsch., Bd. 72, H. 2, S. 37-43.

Klopp, R. (1986): Über die Ermittelung von Frachten in Fließgewässern.- Vom Wasser, Bd. 66, S. 149-158.

Köhne, C.H., Wendland, F. (1992): Modellgestützte Berechnung des mikrobiellen Nitratabbaus im Boden. KFA-STE IB 1/92, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.

Kölle, W. (1990): Nitratelimination im Aquifer: Reaktionspartner und Mechanismen. In: Walther, W. (Ed.), Grundwasserbeschaffenheit in Niedersachsen: diffuser Nitrateintrag, Fallstudien. Schriftenreihe. Technische Universität Braunschweig, Braunschweig, Germany, pp. 109-127.

Kreins, P., Behrendt, H., Gömann , H., Hirt, U., Kunkel, R., Seidel, K., Tetzlaff, B., Wendland, F. (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in der Flussgebietseinheit Weser. Landbauforschung. vTI agriculture and forestry research, Braunschweig, Germany.

Kuhr, P. (2006): Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränter landwirtschaftli-cher Nutzflächen in Niedersachsen mit Hilfe von Luftbildern. Diplomarbeit Thesis, University Hannover.

Kunkel, R. (1994): Stochastische Modellierung der Nitratbelastung und der Verweilzeiten in den Grundwässern der Bundesrepublik Deutschland. FZJ-STE-IB 4/94, Forschungszentrum Jülich GmbH, Programmgruppe Systemforschung und Technologische Entwicklung, Jülich, Germany.

Kunkel, R. u. Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe - Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 12, Jülich, 107 S.

Kunkel, R. u. Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for Water balance analysis in large river basins - the River Elbe Case Study.- J. Hydrol., Vol. 259, S. 152-162.

Kunkel, R., M. Eisele & F. Wendland (2008): Assessing necessary nutrient reduction for measurement planning in groundwater bodies. Water Science and Technology, 58 (12), 2295-2302.

Kunkel, R., Voigt, H.-J., Wendland, F. u. Hannappel, S. (2004): Die natürliche, ubiquitär überprägte Grundwasserbeschaffenheit in Deutschland.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 47, Jülich, 204 S.

Kunkel, R., Wendland, F. (1997): WEKU - A GIS-supported stochastic model of groundwater residence times in upper aquifers for the supraregional groundwater management. Environmental Geology (1-2): 1-9

Kunkel, R., Wendland, F. (1998): Der Landschaftswasserhaushalt im Flußeinzugsgebiet der Elbe: Verfahren, Datengrundlagen und Bilanzgrößen. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Kunkel, R., Wendland, F. (1999): Das Weg-/Zeitverhalten des grundwasserbürtigen Abflusses im Elbeeinzugsgebiet. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Kunkel, R., Wendland, F. (2000): Verweilzeit und Denitrifikation - Schlüsselfaktoren bei den Nährstoffeinträgen über das Grundwasser: Eine Elbefallstudie (deutscher Teil), Nährstoffemissionen in die Oberflächengewässer. UBA-Texte. Umweltbundesamt, Berlin, Germany, pp. 74-92.

Kunkel, R., Wendland, F. (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins - the river Elbe case study. Journal of Hydrology (1-4): 152-162

Kunkel, R., Wendland, F. (2006): Diffuse Nitrateinträge in die Grund- und Oberflächengewässer von Rhein und Ems. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Kunkel, R., Wendland, F., Albert, H. (1999): Zum Nitratabbau in den grundwasserführenden Gesteinsschichten des Elbeeinzugsgebietes. Wasser und Boden (9): 16-19

Kuntze, H. (1983): Probleme bei der modernen landwirtschaftlichen Moornutzung.- Telma, Bd. 13, S. 137-152.

Kuntze, H. (1986): Soil Reclamation, Improvement, Recultivation and Conservation in Germany.- Z. Pflanzenernähr. Bodenk., Bd. 149, S. 500-512.

Kuntze, H. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.

Kuntze, H. (1996): Moornutzung und Moorschutz in Niedersachsen.- In: Preu, C. u. Leinweber, P. (Hrsg., 1996): Landschaftsökologische Raumbewertung - Konzepte, Methoden, Anwendungen.- Vechtaer Stud. z. Angew. Geogr. u. Regionalwiss., Bd. 16, Vechta, S. 93-108.

Kuntze, H. u. Scheffer, B. (1991): Zum Phosphataustrag saurer Hochmoorböden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 65-95.

Lademann, H. u. Pöthig, R. (1994): Untersuchungen zur Phosphorbelastung, Phosphorverlagerung und Phosphorsorptionsfähigkeit dränierter Agrarflächen als Beitrag zum Gewässerschutz.- Vom Wasser, Bd. 82, S. 323-334.

Lammel, J. (1990): Der Nährstoffaustrag aus Agrarökosystemen durch Vorfluter und Dräne unter besonderer Berücksichtigung der Bewirtschaftungsintensität.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen 148 S.

LAU (2010): Sonderuntersuchungsprogramm "Mischwasserentlastungen" - 1. Zwischenbericht.- November 2010.

LAU (2011): Sonderuntersuchungsprogramm "Mischwasserentasltungen" - Abschlussbericht zum Teilprojekt "RÜB/RRB Halle-Ost", Januar 2011.

LAWA, Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg., 2003): Ermittlung von Stoff-Frachten in Fließgewässern - Probenahmestrategien und Berechnungsverfahren.- Berlin, 62 S.

Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft: 415-423.

Littlewood, I. G. (1995): Hydrological Regimes, Sampling Strategies, and Assessment of Errors in Mass Load Estimates for United Kingdom Rivers.- Environ. Internat., Vol. 21, Nr. 2, S. 211-220.

Manhenke, V., Reuter, E., Hübschmann, M., Limberg, A., Lückstedt, M., Nommensen, B., Peters, A., Schlimm, W., Taugs, R., & Voigt, H.-J. (2001): Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – Z. angew. Geol., 47, 3 u. 4, S. 146 – 152.

Marks, R., Müller, M. J., Leser, H. u. Klink, H.-J. (Hrsg., 1992): Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes (BA LVL).- Forsch. Dtsch. Landeskunde, Bd. 229, 2. Aufl., Trier, 222 S.

MLU-SA (2005): Landesbericht über die Bestandsaufnahme nach Artikel 5 Wasserrahmenrichtlinie, Sachsen-Anhalt Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt, pp. 120.

Mollenhauer, K. (1987): Oberflächenabfluß sowie Fest- und Nährstoffverlagerung landwirtschaftlicher Nutzflächen.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 28, S. 166-175.

Molot, L. A., u. Dillon, P. J. (1993): Nitrogen mass balances and denitrification rates in central Ontario Lakes.- Biogeochem., Vol. 20, S. 195–212.

Moore, I. D. u. Wilson, J. P. (1992): Length-slope factors for the revised universal soil loss

Mosimann, T. (1990): Ökotope als elementare Prozesseinheiten der Landschaft-Konzept zur prozessorientierten Klassifikation von Geoökosystemen.- Geosynthesis, Bd. 1, Hannover, 56 S.

Müller, I. (2002): Boden- und Stoffabtrag von Ackerflächen.- In: LUA NRW, Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002): Jahresbericht 2001.- Essen, S. 157-159.

Müller, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz: Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.

Müller, U., Raissi, F. (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. Arbeitshefte Boden. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.

Müller, W. u. Voigt, H. (1977): Zur Nutzung und Meliorationsfähigkeit der Marschböden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 25, S. 751-756.

Munk, H. (1972): Zur vertikalen Wanderung mineralischer Phosphorsäure bei starker Phosphatdüngung.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., Bd. 27, H. 1, S. 192-199.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002a): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 9. Aufl., Düsseldorf, 340 S.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2002b): Biogas in der Landwirtschaft.- Düsseldorf, 36 S.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2003): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen.- 10. Aufl., Düsseldorf, 494 S.

MUNLV, Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (Hrsg., 2010): Entwicklung und Stand der Abwasserbeseitigung in Nordrhein-Westfalen – Ergänzende Flussgebietsbezogene Darstellung der Abwasseranlagen und ihrer Einleitungen.- 14. Aufl., Düsseldorf, 431 S.

Neitsch, S. L., Arnold, J. G., Kiniry, J. R. u. Williams, J. R. (2001): Soil and water assessment tool – theoretical documentation – version 2000.- Temple/USA, 458 S.

Neufang, L., Auerswald, K. u. Flacke, W. (1989): Automatisierte Erosionsprognose- und Gewässerverschmutzungskarten mit Hilfe der dABAG - ein Beitrag zur standortgerechten Bodennutzung.- Bayer. Landwirtsch. Jahrb., Bd. 66, S. 771-789.

Neuhaus, H. (1991): Stickstoff- und Phosphatmobilität bei Grünlandnutzung auf tonreichen Böden.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 41-63.

NLÖ, Niedersächsisches Landesamt f. Ökologie (Hrsg., 2001): Gewässergütebericht 2000.- R. Oberirdische Gewässer, Bd. 13, Hildesheim, 48 S.

NLWK, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft u. Küstenschutz, Betriebsstelle Aurich (Hrsg., 2000): Nährstoffeinträge in die Nordsee - Phosphor- und Stickstofffrachten aus Sielen und Schöpfwerken Ostfrieslands in den Jahren 1997-1999.- Aurich, 79 S.

Novotny, V. u. Olem, H. (1994): Water Quality - Prevention, Identification, and Management of Diffuse Pollution.- New York, 1054 S.

Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch: 1-217

O'Callaghan, J. F. u. Mark, D. M. (1984): The extraction of drainage networks from digital elevation data.- Comp. Vision, Graph. Image Process., Vol. 28, S. 323-344.

OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID). Reference 1998-05.

OSPAR Commission (Hrsg. 1998): Principles of the comprehensive study on riverine inputs and direct discharges (RID).- Reference 1998-05, o.O., 16 S.

Peschke, G. (1997): Der komplexe Prozess der Grundwasserneubildung und Methoden zu ihrer Bestimmung. Freiburger Schriften zur Hydrologie. Institut für Hydrologie der Universität Freiburg, Freiburg i.Br., Germany.

Peschke, G., Etzenberg, C., Müller, G., Töpfer, J. u. Zimmermann, S. (1998): Das wissensbasierte System FLAB - ein Instrument zur rechnergestützten Bestimmung von Landschaftseinheiten mit gleicher Abflußbildung.- Zittau, 122 S.

Pihl, U. (1999): Bodenchemische Parameter als Prognosekriterien des potentiellen Phosphat-Austrags in Drän- und Grundwasser.- Diss. Rhein. Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Agrikulturchem. Inst., 227 S.

Pionke, H. B., Gburek, W. J., Sharpley, A. N. u. Zollweg, J. A. (1997): Hydrological and chemical controls on phosphorus loss from catchments.- In: Tunney, H., Carton, O. T., Brookes, P. C. u. Johnston, A. E. (Hrsg., 1997): Phosphorus Loss from Soil to Water.- Wallingford u. New York, S. 225-242.

Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.

Prasuhn, V. u. Braun, M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. Schriftenreihe der Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) Liebefeld-Bern, Nr. 17, Bern 1994, 113 S. + Anhang 101 S.

Prasuhn, V. u. Grünig, K. (2001): Evaluation der Ökomassnahmen - Phosphorbelastung der Oberflächengewässer durch Bodenerosion.- Schr.-R. FAL, Bd. 37, Zürich-Reckenholz, 151 S.

Prasuhn, V., Spiess, E. u. Braun, M. (1996): Methoden zur Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffeinträge aus diffusen Quellen in den Bodensee.- Ber. Int. Gewässerschutzkomm. Bodensee, Bd. 45, o.O., 113 S.

Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächen¬ab¬fluß.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 29, S. 959-964.

Richardson, C. F. (1985): Mechanisms controlling phosphorus retention capacity in freshwater wetlands.- Science, Vol. 228, S. 1424-1427.

Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.

Rosche, O., Steininger, M. (2009): Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt, Abschlussbericht, S. 25, LHW Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht)

Roth, C. H., Bohl, H. u. Schwartengräber, R. (1989): Zur Dynamik der Oberflächenverschlämmung in Abhängigkeit von Niederschlag und Standortbedingungen.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 59/II, S. 775-778.

Sauerborn, P. (1994): Die Erosivität der Niederschläge in Deutschland - Ein Beitrag zur quantitativen Prognose der Bodenerosion durch Wasser in Mitteleuropa.- Diss. Rheinische Friedrich-Wilhelms-Univ. Bonn, Inst. f. Bodenkunde, Bonner Bodenkundl. Abh., Bd. 13, 189 S.

Scheffer, B. (1999): Stoffliche Belastung und Stoffausträge mit dem Sickerwasser bei Ackerböden.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 90, S. 85-94.

Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- Arb.-H. Boden, H. 2002/3, S. 76-94.

Scheffer, B. u. Bartels, R. (1980): Phosphatdynamik der Sandmischkultur Königsmoor.- In: Kuntze, H. u. Vetter, H. (Hrsg., 1980): Bewirtschaftung und Düngung von Sandmischkulturen.- Ber. d. Bodentechn. Inst. Bremen u. d. LUFA d. LWK Weser-Ems, Oldenburg, Oldenburg, S. 56-61.

Scheffer, B. u. Blankenburg, J. (2004): Diffuse Nährstoffeinträge aus nordwestdeutschen Niederungsgebieten in Fließgewässer.- Wasserwirtsch., Bd. 94, H. 3, S. 30-34.

Scheffer, B. u. Foerster, P. (1991): Zum Phosphataustrag aus einem vererdeten Niedermoorboden bei Gülleanwendung.- In: VDLUFA (Hrsg., 1991): Umweltaspekte der Tierproduktion.- VDLUFA-Schr.-R., Bd. 33, Darmstadt, S. 158-163.

Scheffer, B. u. Kuntze, H. (1991): Nährstoffaustrag aus einem grundwassernahen Sandboden bei Mineral- und Gülledüngung.- In: DVWK (Hrsg., 1991): Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 3-39.

Scheffer, B., Kuntze, H. u. Bartels, R. (1982): Zum Phosphataustrag aus mit Gülle gedüngtem Hochmoorboden.- Landwirtsch. Forsch., Sonderh., H. 38, S. 288-296.

Schreiber, W. u. Krauss-Kalweit, I. (1999): Frachten von Wasserinhaltsstoffen in Fließgewässern - Einfluß der Probenahmestrategie auf die Ermittlung.- Wasserwirtsch., Bd. 89, H. 10, S. 520-529.

Schrey, H. P. (1994): Die großmaßatäbige Bodenkartierung in Nordrhein-Westfalen als Weg vom Bohrpunkt zur Fläche; 2. Teil: Quantifizierende Coddierung als Grundlage EDV-gestützter Auswertungen.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., 74: 225 - 228.

Schröder, R. (2000): Modellierung von Verschlämmung und Infiltration in landwirtschaftlich genutzten Einzugsgebieten.- Bonner Geogr. Abh., Bd. 101, 175 S.

Schubert, Ch. (1997): Nährstoffbelastung in Marschgewässern - Nährstoffausträge, Vegetation und Wirbellosenbesiedlung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterkooges (NF).- UBA-Texte, Bd. 19/97, Berlin, 74 S.

Schulte-Kellinghaus, S. (1987): Über die Denitrifikation in der ungesättigten Zone mächtiger Lösse und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.

Schwarze, R. (2009): Parametrisierung des SLOWCOMP-Modells für das Land Sachsen-Anhalt zur Darstellung unterschiedlich schneller Grundwasserkomponenten im integrierten Konzeptmodell zum Nährstoffmanagement, unveröffentlichter Bericht im Auftrag des Ministeriums f¨ur Landwirtschaft und Umwelt des Landes Sachsen-Anhalt, Radebeul.

Schwarze, R., Herrmann, A., Münch, A., Grünewald, U., Schöne, M. (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflußkomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. Acta hydrophys. (2): 143-184

Schwertmann, U., Vogl, W. u. Kainz, M. (1990): Bodenerosion durch Wasser - Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen.- 2. Aufl., Stuttgart, 64 S.

Sieker, F. (1986): Versickerung von Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten - Wasserwirtschaftliche Auswirkungen.- Wasser Boden, S. 222-224.

Sommer, M. u. Murschel B. (1999): Erosion und Nährstoffabtrag.- In: Dabbert, S., Herrmann, S., Kaule, G. u. Sommer, M. (Hrsg., 1999): Landschaftsmodellierung für die Umweltplanung.- Berlin u.a., S. 68-79.

Steegen, A. u. Govers, G. (2001): Correction factors for estimating suspended sediment export from loess catchments.- Earth Surf. Process. Landforms, Bd. 26, S. 441-449.

Steffen, D. (1986): Stoff-Frachten der Ems am Tidewehr Herbrum.- Mitt. Niedersächs. Landesamt f. Wasserwirtsch., H. 3, S. 48-63.

Steininger, M. (2011): Überprüfung und Validierung der Dränflächen Sachsen-Anhalts. Abschlussbericht Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, 38 Seiten, unveröffentlicht.

Steininger, M., Altermann, M. und O. Rosche (2004): „Ermittlung der potentiellen diffusen Nährstoffeinträge (Emission N u. P) in Oberflächengewässer des Landes Sachsen-Anhalt auf Basis der Wasserkörper gemäß Anhang II EU-WRRL“.- Projektteil 2: Abschätzung der dränierten Fläche im Land Sachsen-Anhalt als Grundlage zur Berechnung des Dränwasserabflusses. - In: Abschlussbericht Landesbetrieb für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, unveröffentlicht.

Steinmann, F. (1997): Nährstoffausträge aus Böden - Ergebnisse des Trendmeßnetzes in Schleswig-Holstein.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 84, S. 219-222.

Symader, W. (1988): Zur Problematik der Frachtermittlung.- Vom Wasser, Bd. 71, S. 145-161.

Tarboton, D. G. (1997): A new method for the determination of flow directions and upslope areas in grid digital elevation models.- Water Resources Res., Vol. 33, Nr. 2, S. 309-319.

Tetzlaff, B. (2006): Die Phosphatbelastung großer Flusseinzugsgebiete aus diffusen und punktuellen Quellen. PhD thesis, Universität Hannover/Forschungszentrum Jülich GmbH, Hannover/Jülich, Germany.

Tetzlaff, B. (2013): Schwermetalle aus landwirtschaftlicher Flächennutzung? Ursachenanalyse von Kupfer- und Zinkeinträgen im Einzugsgebiet der Ems (NRW).- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag der Bezirksregierung Münster, Laufzeit 01.01.2011 – 31.12.2012.

Tetzlaff, B. (2014): Räumlich hoch aufgelöste Modellierung der Phosphor- und Sedimenteinträge in die Oberflächengewässer des Altmühlsee-Einzugsgebiets.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Wasserwirtschaftsamts Ansbach, Laufzeit 01.10.2012 – 31.03.2014, 137 S.

Tetzlaff, B., Dörhöfer, G., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2003): GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen.- Wasser Boden, Bd. 55. Jg., H. 7+8, S. 53-57.

Tetzlaff, B., Dörhöfer, G., Kunkel, R., Wendland, F. (2003): GIS-gestützte Ermittlung der Grundwasserneubildung in Niedersachsen. Wasser und Boden: 53-57

Tetzlaff, B., Kuhr, P., Wendland, F. (2008): Ein neues Verfahren zur differenzierten Ableitung von Dränflächenkarten für den mittleren Maßstabsbereich auf Basis von Luftbildern und Geodaten. Hydrologie und Wasserbewirtschaftung (1): 9-18

Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taugs, R. u. Wendland, F. (2004): Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Bd. 46, Jülich, 87 S.

Tetzlaff, B., Kunkel, R., Taugs, R., Dörhöfer, G., Wendland, F. (2004): Grundlagen für eine nachhaltige Bewirtschaftung von Grundwasserressourcen in der Metropolregion Hamburg. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Tetzlaff, B., Vereecken, H., Kunkel, R., Wendland, F. (2009): Modelling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. Environmental Geology (1): 183-193, doi: 10.1007/s00254-008-1293-1.

Tufford, D. L., McKellar, H. N. u. Hussey, J. R. (1998): In-stream nonpoint source nutrient prediction with land-use proximity and seasonality.- J. Environ. Qual., Vol. 27, S. 100-111.

Tunney, H. (2002): Phosphorus needs of grassland soils and loss to water.- In: Steenvoorden, J., Claessen, F. u. Willems, J. (Hrsg., 2002) : Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Society.- Proceedings of a Symposium held at Wageningen, October 2000.- IAHS Publ., Nr. 273, Wallingford, S. 63-69.

US Soil Conservation Service (1972): National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.

US Soil Conservation Service (Hrsg., 1972): National engineering handbook.- 2. Aufl., Washington, DC.

van Beek, C.G.E.M. (1987): Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beinvloeding can de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands.

Vetter, H. u. Steffens, G. (1981): Nährstoffverlagerung und Nährstoffeintrag in das oberflächennahe Grundwasser nach Gülledüngung.- Z. Kulturtechn. Flurberein., Bd. 22, S. 159-172.

Voigt, H.-J., 1987. Hydrogeologisches Kartenwerk im Maßstab 1:50000 (HK50). VEB Hydrogeologie, Nordhausen (unpublished).

Volk, M. u. Steinhardt, U. (2001): Landscape balance.- In: Krönert, R., Steinhardt, U. u. Volk, M. (Hrsg., 2001): Landscape balance and landscape assessment.- Berlin, Heidelberg u. New York, S. 163-202.

Volk, M., Steinhardt, U., Gränitz, S. u. Petry, D. (2001): Probleme und Möglichkeiten der mesoskaligen Abschätzung des Bodenabtrages mit einer Variante der ABAG.- Wasser Boden, 53. Jg., H. 12, S. 24-30.

Voss, G. (1985): Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.

Walling, D. E. u. Webb, B. W. (1985): Estimating the Discharge of Contaminants to Coastal Waters: Some Cautionary Comments.- Marine Pollut. Bull., Vol. 16, Nr. 12, S. 488-492.

Walther, W., Reinstorf, F., Pätsch, F., Weller, D., 2003. Management tools to minimize nitrogen emissions into groundwater in agricultural used catchment areas, northern low plain of Germany, XXX IAHR Congress: Water engineering and research in a learning society, Thessaloniki, Greece, pp. 747-754.

Weissroth, M. (2000): Ökosystemanalyse zur Befrachtung des Oberflächenabflusses mit gelöstem Phosphat aus landwirtschaftlich genutzten Flächen anhand langjähriger Freilandmessungen.- Diss. TU München FAM-Ber., Bd. 42, 193 S.

Wendland, F. (1992): Die Nitratbelastung in den Grundwasserlandschaften „alten“ Bundesländer (BRD). Berichte aus der Ökologischen Forschung. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F. u. Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes.- Schr.-R. Umw./Envir. Forschungszentr. Jülich, Vol. 13, Jülich, 166 S.

Wendland, F., Albert, H., Bach, M., Schmidt, R. (Eds.) (1993): Atlas zum Nitratstrom in der Bundesrepublik Deutschland. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.

Wendland, F., Behrendt, H., Gömann, H., Hirt, U., Kreins, P., Kuhn, U., Kunkel, R., Tetzlaff, B. (2009): Determination of nitrogen reduction levels necessary to reach groundwater quality targets in large river basins: the Weser basin case study, Germany. Nutrient Cycling in Agroecosystems (1): 63-78, doi: 10.1007/s10705-009-9248-9.

Wendland, F., Berthold, G., Fritsche, H.G., Herrmann, F., Kunkel, R., Voigt, H.J. (2011): Konzeptionelles hydrogeologisches Modell zur Analyse und Bewertung von Verweilzeiten in Hessen. Grundwasser 16/3, 163-176.

Wendland, F., Blum, A., Coetsiers, M., Gorova, R., Griffioen, J., Grima, J., Hinsby, K., Kunkel, R., Marandi, A., Melo, T., Panagopoulos, A., Pauwels, H., Ruisi, M., Traversa, P., Vermooten, J.S.A., Walraevens, K. (2008): European aquifer typology: a practical framework for an overview of major groundwater composition at European scale. Environmental Geology (1): 77-85, doi: 10.1007/s00254-007-0966-5.

Wendland, F., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Tetzlaff, B. & Vereecken, H. (2010): Räumlich differenzierte Quantifizierung der N- und P-Einträge in Grund- und Oberflächenwasser in NRW unter besonderer Berücksichtigung diffuser landwirtschaftlicher Quellen.- Forschungszentrum Jülich, Reihe Energie und Umwelt, Bd. 88, 231 S.

Wendland, F., Kunkel, R. (1999): Das Nitratabbauvermögen im Grundwasser des Elbeeinzugsgebietes. Schriften des Forschungszentrums Jülich, Reihe Umwelt/Environment. Forschungszentrum Jülich GmbH, Jülich, Germany.

Wendland, F., Kunkel, R., Voigt, H.J. (2004): Assessment of groundwater residence times in the pore aquifers of the River Elbe Basin. Environmental Geology (1): 1-9

Wendling, U. (1995): Berechnung der Grasreferenzverdunstung mit der FAO Penman-Monteith-Beziehung. Wasserwirtschaft (12): 602-604

Werner, W. u. Pihl, U. (1998): Erhebungsuntersuchungen zu Phosphatgehalten, Phosphatsorptionskapazität und relativer Phosphatsättigung der Böden in den veredlungsstarken Regionen von NRW als Prognosekriterien des potentiellen P-Austrags in Drain- und Grundwasser.- Forsch.-Ber. Agrikulturchem. Inst. Univ. Bonn, Nr. 64, Bonn, 187 S.

Werner, W., Olfs, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, 1-114.

Werner, W., Olfs, H. W., Auerswald, K. u. Isermann, K. (1991): Stickstoff- und Phosphateintrag in Oberflächengewässer über "diffuse Quellen".- In: Hamm, A. (Hrsg., 1991): Studie über Wirkungen und Qualitätsziele von Nährstoffen in Fließgewässern.- Sankt Augustin, S. 665-764.

Wichtmann, W. (1994): Stoffeintrag aus landwirtschaftlichen Dränflächen in Fließgewässer.- Diss. Christian-Albrechts-Univ. Kiel, Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol., Schr. Inst. f. Wasserwirtsch. u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, H. 21, 201 S.

Wienhaus, S., Höper, H., Eisele, M., Meesenburg, H., Schäfer, W. (2008): Nutzung bodenkundlich-hydrogeologischer Informationen zur Ausweisung von Zielgebieten für den Grundwasserschutz - Ergebnisse eines Modellprojektes (NOLIMP) zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. GeoBerichte. Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (LBEG), Hannover, Germany.

Wilke, B. u. Schaub. D. (1996): Phosphatanreicherung bei Bodenerosion.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 79, S. 435-438.

Wundt, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. In: Grahmann, R., Wundt, W. (Eds.), Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Verlag der Bundesanstalt für Landeskunde, Remagen, Germany, pp. 47-54.

Xanthopoulos, C. (1992): Niederschlagsbedingter Schmutzstoffeintrag in die Kanalisation.- In: Hahn, H, H, u, Xanthopoulos, C. (Hrsg., 1992): Schadstoffe im Regen¬abfluß II.- Schr.-R. Inst. Siedlungswasserwirtsch., Univ. Karlsruhe, Bd. 64, S. 147-166.

Xanthopoulos, C. u. Hahn, H. (1993): Anthropogene Schadstoffe auf Straßenoberflächen und ihr Transport mit dem Niederschlagsabfluß.- Abschluss-Ber. BMFT Verbundprojekt, Inst. Siedlungswasserwirtsch., Univ. Karlsruhe.

15 Anhang

Zwei Anhänge als separate pdf-Dateien, siehe Anhangverzeichnis vorne im Bericht