

Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens mit eintragspfadbezogener und regionaler Differenzierung

Endbericht
Stand 12.8.2017

Dr. Björn Tetzlaff, Dipl.-Ing. agr. Peter Kreins, Dipl.-Geogr. Petra Kuhr, Dr. Ralf Kunkel,
& Prof. Dr. Frank Wendland*

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

Tel.: 02461 61-3648
E-mail: b.tetzlaff@fz-juelich.de

* Thünen Institut für Ländliche Räume, Bundesallee 50, 38116 Braunschweig

Tel.: 0531 596 5514
E-mail: peter.kreins@thuenen.de

Kurzfassung

Das übergeordnete Ziel des Projektes war eine flächendeckende und zugleich räumlich hoch differenzierte Analyse und Bewertung der diffusen und punktförmigen N- und P-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Thüringen. Die Modellierungsarbeiten basierten 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 wurden die diffusen Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer getrennt nach den wichtigsten hydrologischen Abflusskomponenten flächendifferenziert berechnet. Weiterhin wurden die N-Einträge aus Punktquellen und urbanen Systemen berücksichtigt. Daten- und Informationsgrundlage des Projektes bildeten aktuelle, von offiziellen Landeseinrichtungen erhobene Datenbestände, die flächendeckend digital (Vektor- oder Rasterformat) für Thüringen verfügbar sind. Zusätzlich wurden regional hoch aufgelöste Nährstoffbilanzen für Stickstoff und Phosphor als Eingangsgrößen verwendet, die durch das Thünen-Institut mit dem Modell RAUMIS unter Begleitung der Fachbehörden der thüringischen Landwirtschaft ermittelt wurden.

Mit dem Wasserhaushaltsmodell GROWA wurde die räumliche Variabilität der mittleren langjährigen –und damit regional typischen– hydrologischen Verhältnisse in Thüringen und die damit verbundene regional unterschiedliche Relevanz der einzelnen Abflusskomponenten für den Nährstoffeintrag abgebildet. Die Gesamtabflusshöhen liegen in den Regionen nordöstlich des Thüringer Waldes bei unter 300 mm/a. Im Thüringer Wald selbst sowie in den Kammlagen von Rhön, Hainich und dem Unterharz treten dahingegen Werte von 400 mm/a und mehr auf. Im Zentralteil des Thüringer Beckens liegen die Gesamtabflusshöhen dagegen bei weniger als 100 mm/a.

Weite Teile Thüringens bestehen aus mesozoischen und paläozischen Festgesteinen. Die über den natürlichen Zwischenabfluss in die Vorfluter eingetragenen Direktabflussanteile betragen verbreitet mehr als 60% des Gesamtabflusses. In Gebieten, wo Gesteine mit sehr geringer hydraulischer Leitfähigkeit auftreten, wie z.B. im Thüringer Schiefergebirge, liegt der Anteil des natürlichen Zwischenabflusses sogar bei mehr als 80%. Der natürliche Zwischenabfluss ist auf diese Weise mit ca. 200 mm/a im Landesmittel die dominierende Abflusskomponente, gefolgt von der Grundwasserneubildung mit im Landesmittel 60 mm/a. Weniger bedeutend ist dagegen der Abfluss über künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen), da der Anteil grundwasser- und staunässebeeinflusster Niederungsregionen in Thüringen relativ gering ist. Ein Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit gemessenen Abflüssen von 85, anthropogen weitgehend unbeeinflussten, Pegel mit langjährigen Messreihen 1971-2000 ergab in den meisten Fällen Abweichungen zwischen weniger als 10% und ca. 20%, was eine gute Übereinstimmung darstellt.

Ausgangsgröße für die Modellierung der Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer und ins Grundwasser waren die vom TI mit dem Modell RAUMIS berechneten mittleren Stickstoff- und Phosphorbilanzüberschüsse für die landwirtschaftlich genutzten Flächen auf Gemeindeebene für die Jahre 2009-2011. Gemittelt über die gesamte landwirtschaftlich genutzte Fläche Thüringens ergab sich hierbei ein Wert von ca. 39 kg N/(ha·a) bzw. 2,7 kg P/(ha·a). Landwirtschaftlich Regionen mit relativ hoher Viehbesatzdichte wiesen häufig N-Bilanzüberschüsse zwischen 40 und 60 kg N/(ha·a) und P-Bilanzüberschüsse von 6 kg P/(ha·a) auf, wobei auf der Landkreisebene Werte von 3,7 kg P/ha LF nicht überschritten werden. Der gesamte mittlere Stickstoffbilanzüberschuss der Landwirtschaft auf Landesebene lag bei ca. 32.635 t N/a, für Phosphor wurde ein Bilanzüberschuss von ca. 2.100 t P/a ausgewiesen.

Als mengenmäßig bedeutsame diffuse N-Quelle wurde die atmosphärische N-Deposition als Eingangsgröße berücksichtigt. Letztere liegt mit ca. 32.904 t N/a in der gleichen Größenord-

nung wie die Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft zu berücksichtigen ist jedoch, dass die atmosphärische N-Deposition auch auf die nicht landwirtschaftliche Fläche bezogen ist. Vor allem in den wenig landwirtschaftlich genutzten Kammlagen der Mittelgebirge stellt die atmosphärische N-Deposition mit mehr als 30 kg N/(ha·a) eine wichtige N-Quelle dar. Unter Anrechnung von N-Immobilisierungsvorgängen unter Wald- und Grünlandflächen (ca. 16.841 t N/a) kommt es zu einer verlagerbaren N-Menge im Boden von ca. 47.422 t N/a.

Das Ausmaß des Nitratabbaus im Boden wird mit dem DENUZ-Modell abgebildet. Eine wichtige Ausgangsgröße hierfür sind die Nitratabbaubedingungen im Boden, die in Thüringen in den Niederungsregionen als gut bezeichnet werden können, ansonsten aber ungünstig sind. Eine weitere wichtige Ausgangsgröße zur Ermittlung des Nitratabbaus im Boden ist die Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Bodenbereich. Diese Größe wurde 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 Thüringens zwischen ca. drei Monaten und fünf Jahren liegt. Verweilzeiten von zwei Jahren und mehr sind vor allem im Thüringer Becken zu erwarten und stehen in Zusammenhang mit den dort vorherrschenden geringen Sickerwasserhöhen und dem hohen Wasserspeichervermögen der Böden. Vor allem im Bereich der Unstrut-Niederung hat dies zur Folge, dass ein Großteil der Stickstoffbilanzüberschüsse der Landwirtschaft im Boden abgebaut wird. In vielen anderen Bereichen des Thüringer Beckens mit geringerer Verweilzeit im Boden liegen die N-Austräge jedoch bei über 40 kg N/(ha·a). Verweilzeiten von unter 6 Monaten sind auf Regionen beschränkt, in denen Böden mit geringer Feldkapazität sowie Sickerwasserhöhen über 300 mm/a auftreten (z.B. Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge). Da diese Böden überwiegend nicht landwirtschaftlich genutzt werden, sind die N-Austräge aus dem Boden trotz geringerer Verweilzeit im Boden geringer und liegen häufig unter 20 kg N/(ha·a). Im Landesmittel beträgt der N-Austrag aus dem Boden ca. 21 kg N/(ha·a), was einer Gesamtsumme von ca. 33.702 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. Ein Teil gelangt über die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Drainageabfluss ohne weitere Denitrifikation direkt in die Oberflächengewässer, der andere Teil gelangt über die Grundwasserneubildung zunächst in den Aquifer und erst dann über den Grundwasserabfluss in die Oberflächengewässer.

Bei den N-Austrägen in die Oberflächengewässer treten die Regionen mit hohen Anteilen an natürlichem Zwischenabfluss hervor. In den landwirtschaftlich wenig intensiv genutzten Gebieten (z.B. Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge) liegen die N-Austräge über den natürlichen Zwischenabfluss dabei vielfach bei unter 10 kg N/(ha·a), in den intensiv landwirtschaftlich genutzten Gebieten (z.B. Thüringer Becken) dagegen häufig zwischen 20 und 60 kg N/(ha·a). Gemittelt über die ganze Landesfläche liegen die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss bei ca. 19.692 t N/a.

Die Gesamttonnagen, die über Dränagen abgeführt werden, liegen bei ca. 3.269 t N/a. Von Ackerflächen mit Gewässeranschluss werden über den Eintragspfad Erosion ca. 1.210 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen. Der diffuse Eintragspfad Abschwemmung tritt dagegen mit ca. 40 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 174 t N/a.

In die Grundwasserleiter werden mit der Grundwasserneubildung im Landesmittel weniger als 7 kg N/(ha·a) eingetragen, was einer Gesamttonnage von ca. 10.614 t N/a entspricht. Während des Transports im Aquifer können weitere Nitratabbauprozesse stattfinden, 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 jedoch, dass die Ausgangsvoraussetzungen für einen Nitratabbau im Grundwasser, nämlich sauer-

stofffreie (reduzierte) Aquifere mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers, in Thüringen regional nur sehr begrenzt auftreten. Denn nur unter solchen hydrochemischen Milieubedingungen kann ins Grundwasser eingetragenes Nitrat auf dem Weg zum Vorfluter abgebaut werden. Für weite Landesteile entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer daher im Wesentlichen den N-Einträgen ins Grundwasser. Aufsummiert über die Landesfläche Thüringens liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Oberflächengewässer (ca. 10.431 t N/a) somit in der gleichen Größenordnung wie der N-Eintrag ins Grundwasser.

Neben den diffusen Stickstoffeinträgen tragen auch punktförmige N-Einträge und N-Einträge aus urbanen Systemen mit zusammen ca. 3.678 t N/a zum Gesamt-N-Eintrag in Oberflächengewässer bei. Die N-Einträge stammen hierbei aus kommunalen Kläranlagen (Summe ca. 1.391 t N/a), industriellen Direkteinleitern (Summe ca. 49 t N/a) und Kleinkläranlagen (Summe ca. 785 t N/a), sowie aus Bürgermeisterkanälen (Summe ca. 751 t N/a), der Trennkanalesation (Summe ca. 184 t N/a) und der Mischwasserentlastung (Summe ca. 518 t N/a).

Insgesamt werden über die betrachteten 12 Eintragspfade ca. 38.677 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von ca. 10% zu ca. 90% liegt der Schwerpunkt hierbei eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade. Die Eintragspfade natürlicher Zwischenabfluss und Grundwasser dominieren dabei.

Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer über die einzelnen Eintragspfade standen für Thüringen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 60 Messstellen zur Verfügung. Bei den zur Validierung verwendeten pegelbezogenen Einzugsgebieten lag das Bestimmtheitsmaß bei $r^2=0,98$ 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 des N-Austrags aus dem Boden mit der Sickerwasserrate wurde die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet. Vor allem in der Unstrut-Niederung, in der durch den Nitratabbau im Boden nur noch geringe N-Austräge auftreten, liegen die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser unterhalb von 10 mg NO_3/l . In den Kammlagen des Thüringer Waldes und des Thüringer Schiefergebirges sind die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ebenfalls gering und liegen vielfach im Bereich zwischen 10 und 25 mg NO_3/l . Hauptstickstoffquelle ist dort die atmosphärische Deposition und nicht etwa die landwirtschaftliche Düngung. Die geringen Konzentrationen ergeben sich dort aus dem Zusammenspiel von hohen Sickerwasserraten und relativ geringen N-Austrägen aus dem Boden. Für viele landwirtschaftlich intensiv genutzte Böden, z.B. im Thüringer Becken und im Osterland, ergeben sich Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 75 mg NO_3/l bis über 150 mg NO_3/l . Schon geringe N-Austräge aus dem Boden reichen dort aufgrund der 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 stellt die Nitratkonzentration im Sickerwasser einen geeigneten Referenzrahmen für die Bemessung des N-Minderungsbedarfs dar. Ein N-Minderungsbedarf ist überall dort gegeben, wo die Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg NO_3/l übersteigt, so dass nicht sichergestellt ist, dass der EU-Schwellenwert für Nitrat im Grundwasser eingehalten werden kann. Ermittelt wird der N-Minderungsbedarf aus der Differenz des aktuellen N-Austrags aus dem Boden und dem maximal tolerierbaren N-Austrag aus dem Boden, der nicht überschritten werden darf, wenn eine Nitratkonzentration im Sickerwasser von unter 50 mg/l nachhaltig garantiert werden soll. Da alle anderen Modellgrößen (Sickerwasserrate, atmosphärische N-Deposition, Denitrifikation) hierbei konstant gehalten werden, ist die Nitratkonzentration im Sickerwasser ausschließlich durch die Höhe des N-Austrags aus dem Boden bestimmt.

Ein N-Minderungsbedarf ergibt sich nach den Berechnungen vor allem für ackerbaulich genutzte Gebiete. So liegt der N-Minderungsbedarf für weite Bereiche des Thüringer Beckens und des Osterlandes zwischen 10 und 50 kg N/(ha·a). Ein N-Minderungsbedarf > 25 kg

N/(ha·a) ist dabei typisch für viele ackerbaulich genutzten Flächen. Im Mittel der landwirtschaftlich genutzten Fläche beträgt der N-Minderungsbedarf ca. 25 kg N/(ha·a), was einer Gesamtsumme von ca. 15.011 t N/a entspricht.

In zwei Szenariorechnungen wurde untersucht, in welchem Maße eine landesweit konsequente Umsetzung der Düngeverordnung den gegenwärtigen N-Minderungsbedarf von 15.011 t N/a reduziert. In dem Szenario „DüV 60“ wurden die N-Bilanzüberschüsse in allen Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse über 60 kg N/(ha·a) liegen, pauschal auf 60 kg N/(ha·a) begrenzt, während in den Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse unter 60 kg N/(ha·a) liegen, keine Anpassungen vorgenommen wurden. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche ergab sich hierbei ein N-Minderungsbedarf in Höhe von ca. 14.658 t N/a. Mit lediglich ca. 353 t N/a ist die Differenz zum gegenwärtigen N-Minderungsbedarf sehr gering und ist ein Beleg dafür, dass die Obergrenze des nach Düngeverordnung zulässigen N-Bilanzüberschusses (60 kg N/(ha·a)) in Thüringen in der Regel eingehalten wird.

In analoger Weise wurde in einer weiteren Szenariorechnung („DüV 40“) untersucht, ob eine landesweite Umsetzung der Düngeverordnung entsprechend § 13 DüV, d.h. die mögliche Reduzierung des N-Bilanzüberschusses auf maximal 40 kg N/(ha·a), einen durchgreifenden Effekt für Thüringen hätte. Aufsummiert über die gesamte Landesfläche ergab sich hierbei ein N-Minderungsbedarf in Höhe von ca. 11.862 t N/a. Mit ca. 3.149 t N/a ist die Differenz zum gegenwärtigen N-Minderungsbedarf zwar höher, aber immer noch ziemlich hoch.

Weder die landesweit konsequente Umsetzung der DüV 60 noch durch die landesweit konsequente Umsetzung der DüV 40 wird also zur Folge haben, dass das Grundwasserschutzziel von 50 mg NO₃/l erreicht werden kann. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass der N - Minderungsbedarf stark von der Sickerwasserhöhe beeinflusst wird, die in die Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser eingeht. Bei der Dimensionierung von N-Minderungsmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft sollte die hydrologische Standortsituation in Thüringen daher Berücksichtigung finden. Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Thüringens zu einer nur geringen Sickerwasserbildung. Hohe Nitratkonzentrationen finden sich in Thüringen deshalb nicht nur in Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, sondern generell auch in den niederschlagsarmen Regionen.

Als Phosphorbilanzüberschuss ergab sich ein mittlerer Wert für die landwirtschaftlich genutzten Flächen von 2,7 kg P/ha LF, was einem mittleren Phosphorbilanzüberschuss der Landwirtschaft auf Landesebene von ca. 2.100 t P/a entspricht.

Punktuelle und diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer über 12 verschiedene Eintragspfade wurden mit dem Modell MEPhos ermittelt. Diffuse Einträge werden dabei auf Rasterbasis. Punktuelle Einträge gehen bei Kläranlagen und industriell-gewerblichen Direktleitungen anlagenspezifisch ein, während sich die ermittelten Einträge über Mischwasserentlastung, Bürgermeisterkanäle, Regenwasserkanäle und Kleinkläranlagen auf Gemeinden beziehen.

Insgesamt werden Gesamteinträge von P_{gesamt} von 1.091 t P/a modelliert. Mit einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 52 zu 48% sind die Anteile beider Quellen relativ ausgeglichen. Mit 34% oder 373 t P/a stellt Bodenerosion im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen kommunale Kläranlagen (207 t P/a oder 19%), Kleinkläranlagen (142 t P/a oder 13%) und Zwischenabfluss (107 t P/a oder 10%). Über die restlichen acht Eintragspfade gelangen ca. 24% oder 262 t P/a in die Oberflächengewässer Thüringens. Regional kann die Bedeutung einzelner Eintragspfade jedoch stärker variieren. Die Erosion stellt vor allem in den mittleren und nördlichen sowie z.T. den östlichen Landesteilen die dominierende P-Quelle dar.

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 2000-2013 mindestens 50 Messungen

des Güteparameters P_{gesamt} sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. P_{gesamt} -Frachten liegen für 62 Messstellen vor.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Gewässerfrachten zeigt eine relativ gute Übereinstimmung zwischen Messwerten und Modellergebnissen. Lediglich bei kleinen Einzugsgebieten mit Frachten $\leq 1 \text{ t P/a}$ erfolgt eine systematische Überschätzung durch das Modell. Um diesen Fehler zu beheben, wären Daten zu Punktquellen in höherer räumlicher Auflösung erforderlich.

Inhaltsverzeichnis

Kurzfassung	3
Inhaltsverzeichnis	8
1 Hintergrund / Problem	14
2 Zielsetzung und Vorgehensweise.....	15
3 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell	17
3.1 Einordnung der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS	17
3.2 Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS	18
3.3 Berücksichtigung regionaler Standortfaktoren.....	18
3.4 Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS.....	19
3.4.1 <i>Schätzung der</i> Nährstoffbedarfe.....	19
3.4.2 Wirtschaftsdünger	21
3.4.3 Mineraldünger	22
3.4.4 Sonstige Positionen der Stickstoffbilanz	23
3.4.5 Nährstoffentzüge	23
3.4.6 Nährstoffbilanzsalden	23
3.5 Datengrundlage	24
3.6 Datenschnittstelle zwischen der landwirtschaftlichen und hydrologischen Modellierung	25
4 Simulation der austragsrelevanten Abflusskomponenten mit GROWA	26
4.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen	26
4.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe	29
4.3 Berechnung der Höhe des Oberflächenabflusses	30
4.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe	31
4.5 Separation von Grundwasserneubildung, natürlichem Zwischenabfluss und Dränabfluss	31
4.6 Datengrundlagen	33
5 Simulation der diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer	34
5.1 Quantifizierung der atmosphärischen N-Deposition auf Wasserflächen	36
5.2 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	36
5.3 Quantifizierung der N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	37
5.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge	37
5.5 Quantifizierung des Nitratabbaus im Boden (DENUZ-Modell)	37
5.5.1 Modellierung der Nitratkonzentration im Sickerwasser	40
5.5.2 Ankopplung der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden an die austragsrelevanten Abflusskomponenten	40

5.6	Quantifizierung der grundwasserbürtigen Nitrateinträge in die Oberflächengewässer (WEKU-Modell)	41
5.6.1	Modellierung der Grundwasserverweilzeiten im oberen Aquifer.....	42
5.6.2	Modellierung des Nitratabbaus der Grundwasserleiter	45
6	Simulation der diffusen Phosphoreinträge in die Oberflächengewässer (MEPhos-Modell)	47
6.1	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen.....	48
6.1.1	Phosphotop „Gedräfte stark lehmige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“.....	48
6.1.2	Phosphotope „Gedräfte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“.....	49
6.1.3	Phosphotop „Gedräfte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“.....	49
6.2	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den Zwischenabfluss	51
6.3	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über den grundwasserbürtigen Abfluss.....	51
6.4	Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion.....	53
6.5	Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Abschwemmung	55
6.6	Quantifizierung der atmosphärischen P-Deposition auf Wasserflächen	56
7	Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer	57
7.1	Mittlere Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern.....	57
7.2	Modellierung der mittleren Einträge über Mischwasserentlastungen.....	57
7.3	Modellierung der mittleren Einträge aus Bürgermeisterkanälen	60
7.4	Modellierung der mittleren Einträge über Regenwasserkanäle	60
7.5	Modellierung der mittleren Einträge aus Kleinkläranlagen.....	62
8	Datengrundlagen	63
8.1	Diskretisierung der Datengrundlagen.....	64
8.2	Klimatische Datengrundlagen	65
8.2.1	Niederschlagshöhe.....	65
8.2.2	Potenzielle Verdunstung nach Wendling	66
8.3	Daten zur Bodenbedeckung.....	67
8.4	Bodenkundliche Datengrundlagen	69
8.4.1	Staunässe	70
8.4.2	Grundwasserstand	70
8.4.3	Nutzbare Feldkapazität.....	71
8.4.4	Effektive Durchwurzelungstiefe.....	72
8.4.5	Kapillarer Aufstieg	73
8.4.6	Pflanzenverfügbares Wasser im effektiven Wurzelraum.....	74
8.5	Potenziell künstlich entwässerte Flächen.....	75
8.6	Hydrogeologische Datengrundlagen.....	76
8.6.1	Hydraulische Leitfähigkeit der grundwasserführenden Gesteinsschichten.....	77
8.6.2	Nutzbarer Hohlraumanteil der grundwasserführenden Gesteinsschichten.....	78
8.6.3	Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche	80

8.7	Topographische Datengrundlage	81
8.8	Bodenerosion.....	83
8.9	Pegeldaten	83
8.10	Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern	85
9	Modellergebnisse zum Wasserhaushalt	86
9.1	Reale Verdunstungshöhe	86
9.2	Gesamtabflusshöhe.....	87
9.3	Oberflächenabflusshöhe	88
9.4	Sickerwasserhöhe	89
9.5	Grundwasserneubildungshöhe	90
9.6	Direktabflusshöhe.....	91
9.7	Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss.....	94
9.8	Modellvalidierung.....	95
9.8.1	Validitätsüberprüfung der berechneten Gesamtabflusshöhen.....	96
9.8.2	Validierung der berechneten Grundwasserneubildungshöhen.....	96
9.8.3	Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit Modellergebnissen der TLUG	98
10	Modellergebnisse zu den Bilanzpositionen der landwirtschaftlichen Stickstoffflächenbilanzierung.....	100
10.1	Regionaler Anfall von organischem Stickstoff	100
10.2	Stickstoffentzug über das Erntegut	102
10.3	Mineralische Stickstoffdüngung	104
10.4	Stickstoffflächenbilanzüberschuss	105
10.5	Einordnung der Gemeindebilanzen gegenüber den Nährstoffvergleichen laut DüV	107
10.6	Übertragung des landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzüberschusses auf die Landwirtschaftsfläche der hydrologischen Modelle sowie die flächendeckende Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition	108
11	Modellergebnisse zum aktuellen Stickstoffeintrag ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen	111
11.1	Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden.....	111
11.1.1	Denitrifikationsbedingungen in der durchwurzelter Bodenzone.....	111
11.1.2	Verweilzeit des Sickerwassers im Boden	112
11.1.3	N-Austrag aus dem Boden	113
11.2	Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer.....	114
11.2.1	N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen	115
11.2.2	N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	115
11.2.3	N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	116
11.2.4	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen....	116
11.2.5	N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss.....	117
11.2.6	N-Einträge ins Grundwasser	118
11.2.7	Grundwasserbürtige N-Einträge in die Oberflächengewässer	119
11.2.8	Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer	126

11.3N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen.....	127
11.3.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	127
11.3.2 N-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitungen	128
11.3.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen	129
11.3.4 N-Einträge aus Bürgermeisterkanälen.....	130
11.3.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle	131
11.3.6 N-Einträge aus Kleinkläranlagen	132
11.4 Mittlere N-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen	133
11.5 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer	138
12 Ergebnisse zur Phosphorflächenbilanz	139
12.1 Wirtschaftsdünger und Gärsubstrat.....	139
12.2 Phosphorentzug über das Erntegut.....	139
12.3 Mineralische P-Düngung.....	140
12.4 Phosphorbilanzüberschuss	142
13 Modellergebnisse zum aktuellen Phosphoreintrag in die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Quellen	143
13.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer	143
13.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen.....	143
13.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss ..	143
13.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser	144
13.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	145
13.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	146
13.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen	147
13.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen.....	147
13.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen	147
13.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern	148
13.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung	149
13.2.4 P-Einträge über Bürgermeisterkanäle	150
13.2.5 P-Einträge aus Regenwasserkanälen	151
13.2.6 P-Einträge aus Kleinkläranlagen	152
13.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen	153
13.4 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen P-Einträge in die Oberflächengewässer	159
14 Szenarioanalysen	160
14.1 Berechnung der mittleren aktuellen Nitratkonzentration im Sickerwasser	160
14.2 Ermittlung des Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels	161
14.3 Prognose der Auswirkung der landesweiten Einhaltung der Düngeverordnung auf Basis der Schwellen 60 kg N/ha LN und 40 kg N/ha LN.....	163
15 Zusammenfassung	166
16 Fazit und Empfehlungen	173
17 Literatur.....	175

18	Abbildungsverzeichnis.....	184
19	Tabellenverzeichnis.....	189

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-Wasserrahmenrichtlinie für alle Flussgebietseinheiten Thüringens deutlich geworden.

Die Datenauswertung der Gewässerüberwachung in Thüringen zeigt trotz einiger positiver Entwicklungen in den vergangenen Jahren sowohl beim Grundwasser als auch bei den Oberflächengewässern anhaltende Defizite der Gewässergüte. Insbesondere Belastungen aus dem diffusen und punktuellen Eintrag von Stickstoff und Phosphor stellt ein wesentliches Problem dar. Die Nährstoffbelastung trägt daher neben den strukturellen Defiziten dazu bei, dass sich die Fließgewässer und Grundwasserkörper teilweise nach wie vor nicht im Einklang mit den Zielvorstellungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie befinden.

Zur effektiven und effizienten Lösung dieses Problems ist der Aufbau eines Nährstoffmanagements erforderlich, das an den Quellen und Eintragspfaden ansetzt, die überproportional am Nährstoffeintrag beteiligt sind. Neben Grundlagenarbeiten und Forschungsvorhaben mit Überleitung in die Praxis, sind auch die Ableitung von Reduzierungszielen und die Entwicklung der dazu erforderlichen kosteneffizienten Maßnahmen sowie deren Umsetzung zur Zielerreichung erforderlich.

Die Identifizierung möglichst kosteneffizienter Maßnahmen wird durch zahlreiche Probleme erschwert. So muss berechnet 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 weiteres Problem besteht in der 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. Um diesen Problemstellungen in Gänze gerecht werden zu können, ist eine Emissionsmodellierung erforderlich, welche Stoffausträge aus Landflächen sowie Stoffeinträge in die Gewässer abbildet und sowohl physikalische als auch empirische Ansätze enthält.

Im Rahmen der Projekte AGRUM-Weser (Kreins et al., 2010) und AGRUM+-Weser (Heidecke et al., 2015) wurde bereits erfolgreich eine Modellierung der Nährstoffemissionen und –frachten im Flusseinzugsgebiet der Weser unter Berücksichtigung der verschiedenen Herkunftspfade durchgeführt.

Um vergleichbare Modellergebnisse auch für die Thüringer Anteile an den Flussgebieten Elbe und Rhein zu erhalten, wurde von der Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) in Abstimmung mit dem Thüringer Ministerium für Landwirtschaft, Forsten, Umwelt und Naturschutz die Entscheidung getroffen, die in den AGRUM-Projekten zum Einsatz gekommenen Modelle GROWA (Wasserhaushaltsmodell), DENUZ/WEKU (reaktiver Stofftransport in Boden und Grundwasser) und MEPhos (Phosphoreintrag in die Vorfluter) des Forschungszentrum Jülich flächendeckend im gesamten Bundesland zur Anwendung zu bringen. Auf diese Weise sollte eine regional hoch aufgelöste und nach Eintragspfaden differenzierende Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoremissionen ins Grundwasser und die Oberflächengewässer vorgenommen werden. Die Modelle sollten dabei gezielt auf die naturräumlichen Bedingungen Thüringens angepasst und zu einem Instrument für ein landesweites Nährstoffmanagement in Thüringen weiterentwickelt werden. Zusätzlich wurde, ebenfalls in Anlehnung an das Vorgehen in den AGRUM-Projekten, das Thünen – Institut unter Begleitung der Fachbehörden der thüringischen Landwirtschaft beauftragt, regional hoch aufgelöste aktuelle Nährstoffbilanzen für Stickstoff und Phosphor auf Gemeindeebene mit dem Modell RAUMIS zu berechnen.

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 Thüringens. Dies sollte die räumliche Identifizierung von Belastungsschwerpunkten und damit von prioritären Bereichen für die Maßnahmendurchführung ermöglichen. Zudem sollte der Minderungsbedarf für die Erreichung von zu definierenden Umweltqualitätszielen für das gesamte Bundesland sowie für Teilgebiete (Anteile der FGE Elbe, Weser und Rhein sowie Planungseinheiten, Oberflächenwasserkörper, Grundwasserkörper, etc.) ermittelt werden.

Regional hoch aufgelöste aktuelle Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft für Stickstoff und Phosphor sollten auf Gemeindeebene von Thünen-Institut basierend mit dem Modell RAUMIS berechnet werden. Für die Modellierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sollten die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete GROWA-DENUZ-WEKU-MEPHos verwendet werden. Die Verfügbarkeit der für die Modellierungen benötigten Datengrundlagen sollte über die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) 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 Thüringens in einem Raster von 100m x 100m durchgeführt werden. Hierdurch wurde jede Modellrechnung für jeweils ca. 16 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt.

Dabei sollen im Wesentlichen die folgenden Arbeitsschritte erledigt werden:

- a) Erstellung regional hoch aufgelöste aktuelle Nährstoffbilanzen der Landwirtschaft für Stickstoff und Phosphor sollten auf Gemeindeebene mit dem Modell RAUMIS
- b) Ableitung und Implementierung von Parametersätzen zur Abbildung wesentlicher Standorteinflüsse auf das Eintragsverhalten der Nährstoffeintragspfade
- c) Modellierung des mittleren langjährigen Wasserhaushalts und der für Nährstoffe austragsrelevanten Abflusskomponenten mit dem Modell GROWA
- d) Quantifizierung der diffusen und punktförmigen Stickstoffeinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer bei mittleren Abflussbedingungen mit Hilfe des Modellpakets GROWA-DENUZ-WEKU und Identifizierung von Belastungsschwerpunkten des N- Austrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer
- e) Separate Ausweisung der bei der DENUZ- und WEKU-Modellierung ermittelten Verweilzeit des Sickerwassers in der ungesättigten Zone bzw. der Verweilzeit des Grundwassers im Aquifer
- f) Ausweisung des Stickstoff-Minderungsbedarfs für die Erreichung der Qualitätsziele für das Grundwasser
- g) Quantifizierung der diffusen und punktförmigen Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer bei mittleren Abflussbedingungen mit Hilfe des Modellpakets GROWA- MEPHos und Identifizierung von Belastungsschwerpunkten des P- Austrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer

In diesem Bericht werden die Ergebnisse des Projektes zusammenfassend dargestellt. In Kapitel 3, Kapitel 4 und Kapitel 5 werden zunächst die Modelle GROWA, RAUMIS, 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. Ebenfalls in Kap. 9 werden die Modellergebnisse zur Verweilzeit separat ausgewiesen. In Kapitel 10 sind die Modellergebnisse zur Phosphor-Eintragsmodellierung ins Grundwasser und die Oberflächengewässer aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen sowie die Belastungsschwerpunkte für Phosphoreinträge zusammengefasst und diskutiert. Kapitel 11 zeigt die Ergebnisse von Modellierungen und Szenariorechnungen zur Ermittlung des N-Minderungsbedarfs zur Erreichung der Umweltweltqualitätsziele für das Grundwasser und die Oberflächengewässer. 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 Nährstoffbilanzierung im RAUMIS-Modell

3.1 Einordnung der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS

Bei der nationalen Grundmineralbilanz wird der Agrarsektor als ein „Hof“ im Sinne einer Black Box betrachtet, in den Nährstoffe einfließen (Mineraldünger, extern erzeugte Futtermittel) bzw. dem Nährstoffe entzogen werden (Verkauf landwirtschaftlicher Produkte an andere Sektoren). Eine Betrachtung der Nährstoffflüsse innerhalb des „Hofes“ ist nicht möglich.

Die vollständige nationale Mineralbilanz stellt eine Ergänzung der oben geschilderten sektoralen Bilanz dar, da sie einen Einblick in die intrasektoralen Stoffflüsse des Agrarsektors gestattet. Dieser wird in den Bereich Boden (pflanzliche Produktionsverfahren) und Stall (tierische Produktionsverfahren) untergliedert. Stoffflüsse zwischen „Boden“ und „Stall“ (z. B. Ausbringung des Wirtschaftsdüngers auf hofeigener Fläche; Verfütterung intern erzeugter Futtermittel an betriebseigenes Vieh) können bei diesem Verfahren ausgewiesen und differenziert betrachtet werden (Abbildung 3-1).

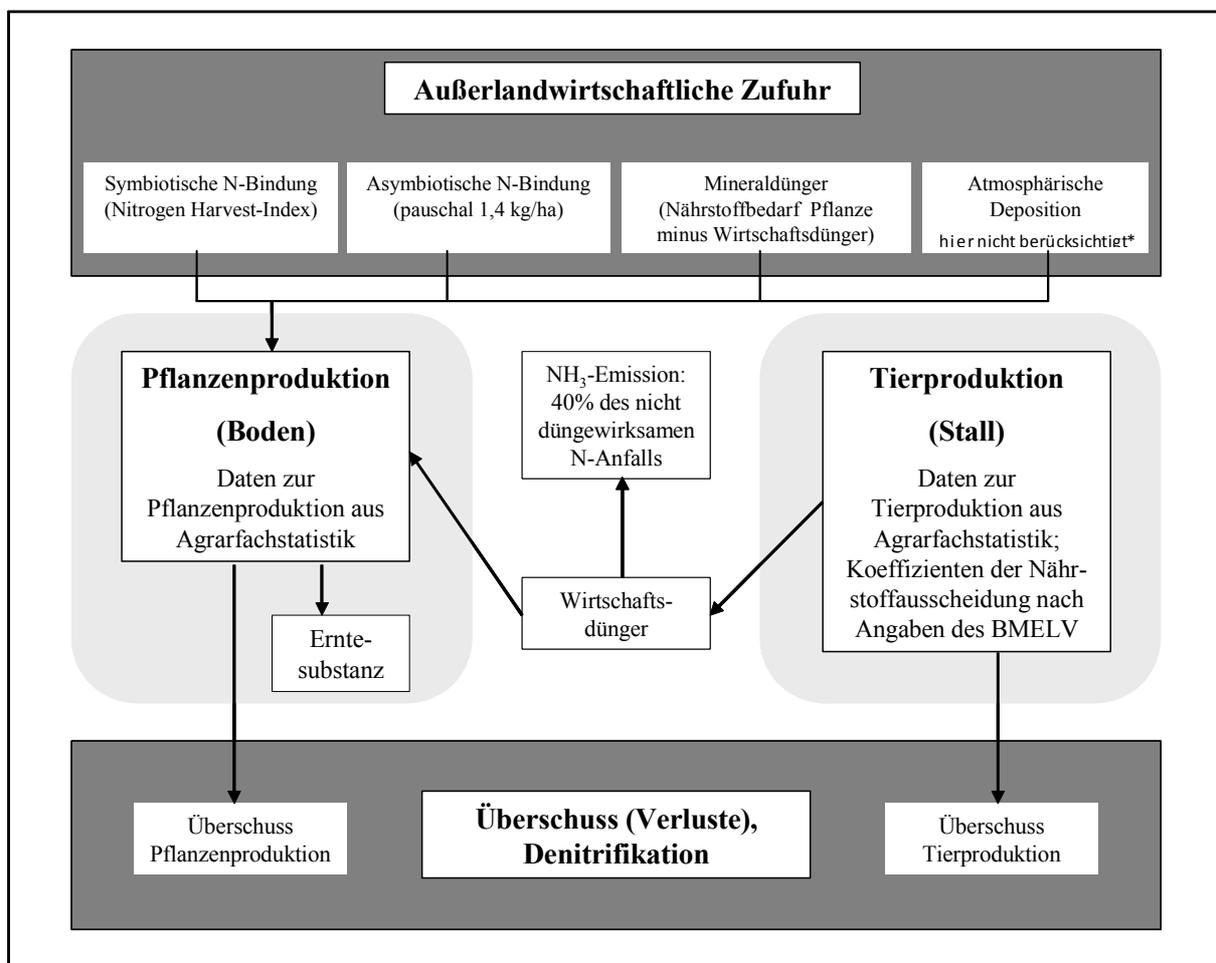


Abbildung 3-1: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS

Neben der Untersuchung intrasektoraler Stoffflüsse ist eine spezifische Bilanzierung der Teilbereiche Tier- und Pflanzenproduktion möglich, da die jeweils relevanten Input- und Outputgrößen getrennt ausgewiesen und betrachtet werden können. Zur Erstellung einer Gesamtbilanz werden die Ergebnisse der Einzelbilanzen miteinander verknüpft.

3.2 Vorgehensweise der Nährstoffbilanzierung im RAUMIS

Die im RAUMIS praktizierte Vorgehensweise zur Bilanzierung landwirtschaftlicher Nährstoffflüsse stellt eine Zwischenposition der beiden nach PARCOM unterschiedenen Methoden dar (siehe Abbildung 3-2). Ergänzend zur nationalen Grundbilanz ist die Abbildung einzelner intrasektoraler Stoffflüsse, wie z. B. die ausgebrachte Menge an Wirtschaftsdünger, möglich.

Im Agrarsektormodell RAUMIS ist die Bilanzierung der Nährstoffe Stickstoff (N) und Phosphor (P) möglich (KREINS et al., 2007). Die Anzahl der zu bilanzierenden Positionen hängt von dem jeweils betrachteten Nährstoff ab und ist für Stickstoff am umfangreichsten (siehe Tabelle 3-1).

Tabelle 3-1: Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für N und P nach Henrichsmeyer et al. (1992, S. 22).

		N	P
Nährstoffzufuhr	Wirtschaftsdünger	X	X
	Mineralischer Dünger	X	X
	Symbiotische Fixierung	X	
	Asymbiotische Fixierung	X	
	sonst. org. Dünger	X	
Nährstoffentzüge bzw. -verluste	Entzüge durch das Erntegut	X	X
	Ammoniakverluste	X	
Nährstoffbilanzsaldo	= Denitrifikation/Auswaschung/ Anreicherung im Boden	X	X

Quelle: Eigene Darstellung (TI, Institut für Ländliche Räume) nach Henrichsmeyer et al. (1996, S. 22).
Anmerkung zur Tabelle: Die atmosphärische Deposition wird rasterbasiert in den hydrologischen Modellen berücksichtigt.

3.3 Berücksichtigung regionaler Standortfaktoren

Bei der Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS standortspezifische Besonderheiten der regionalen Boden- und Klimaverhältnisse berücksichtigt. Diese Vorgehensweise wird gewählt, da in Abhängigkeit des Klimas und der Bodenverhältnisse einer Region die Gefahr einer Auswaschung von Nährstoffen unterschiedlich hoch ist und insofern zur Sicherung landwirtschaftlicher Erträge ein mehr oder weniger hoher Bedarf an Nährstoffen veranschlagt werden muss.

Der potenzielle Mehrbedarf an Stickstoff hängt ab von

- der nutzbaren Feldkapazität des Bodens,
- der Wasserdurchlässigkeit des Bodens sowie
- den Jahresniederschlägen.

Zur Bestimmung der regionalen Bodenverhältnisse wird die Bodenübersichtskarte (BÜK 1000) der Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe genutzt. Den in der BÜK be-

schriebenen Bodentypen wird wiederum eine Relativzahl für die Wasserdurchlässigkeit und Durchlüftung sowie die nutzbare Feldkapazität des Wurzelraumes zugewiesen.

Auf Kreisebene liegen die Daten der verschiedenen Bodentypen hinsichtlich einer landwirtschaftlichen bzw. forstwirtschaftlichen Nutzung undifferenziert vor. Eine regionale Zuordnung wird durch die Reihung der verschiedenen Bodentypen nach ihrer Ertragsfähigkeit vorgenommen. Böden mit der höchsten Punktezahll werden dem Ackerland, Böden mit mittleren Punktezahlen dem Grünland und Böden mit der geringsten Punktezahll dem Wald zugeschrieben.

Die Bestimmung der Grünland- und Ackerflächen erfolgt unter Verwendung der Daten der Bodennutzungshaupterhebung von 2010. Zur Ermittlung der durchschnittlichen jährlichen Niederschläge wird für die alten und die neuen Bundesländer auf unterschiedliche Datenquellen zurückgegriffen.

Bei der Ermittlung des N-Bedarfsfaktors werden die nutzbare Feldkapazität, die Wasserdurchlässigkeit und die Durchlüftung des Bodens sowie die Niederschläge im Verhältnis 2:1:1 miteinander verrechnet (SCHLEEF und VON SOTHEN in HENRICHSMEYER, 1996, S. 124 und KRÜLL, 1988, S. 103), siehe Tabelle 3-3. Der hierbei bestimmte Mehrbedarf wird dem ertragsabhängigen Stickstoffbedarf zugeschlagen. Während ein „guter Standort“ keinen Zuschlag erhält, wird der theoretische N-Bedarf eines „schlechten Standortes“ um bis zu 50 % erhöht. Um den Einfluss des Stickstoffmehrbedarfsfaktors zu verringern, wird er mit 0,9 multipliziert.

Tabelle 3-2: Eckwerte zur Berechnung der N-Bedarfsfaktoren im Ackerbau in Abhängigkeit von Boden und Klima (Schleef u. von Sothen in Henrichsmeyer (1996, S. 124)

Standort	Nutzbare Feldkapazität des Bodens (mm)	Wasserdurchlässigkeit und Belüftung des Bodens	Jahresniederschläge (mm)
Gut	> 200 sehr hoch	Hoch	< 700
Mittel	> 90 - 200 mittel, hoch	Eingeschränkt	< 700 - 800
Schlecht	< 90 gering	Ungenügend	> 800

3.4 Beschreibung der Bilanzpositionen im RAUMIS

Zur besseren Transparenz der N-Bilanzierung werden im Folgenden die einzelnen Bilanzpositionen aufgelistet und näher erläutert.

3.4.1 Schätzung der Nährstoffbedarfe

Um die Höhe der auf landwirtschaftlicher Fläche zugeführten Nährstoffe bestimmen zu können muss zunächst abgeschätzt werden, wie hoch der Bedarf der auf der Fläche angebauten Kulturen an den zu bilanzierenden Nährstoffen ist.

Zur Ermittlung der Nährstoffbedarfe werden im RAUMIS lineare, ertragsabhängige Bedarfsfunktionen genutzt. Da die Ertragshöhe eines Anbaujahres zum Düngzeitpunkt noch nicht feststeht, werden regionale Ertragserwartungswerte modellendogen anhand Trendschätzungen bestimmt (Kreins et al., 2010). Die Ableitung von Stickstoffbedarfsfunktionen (vgl. Tabelle 3-2) basiert hierbei auf Angaben des KTBL zum Düngbedarf landwirtschaftlicher Kulturpflanzen.

Aufgrund seiner chemischen Beschaffenheit steht der auf der Fläche verbleibende Stickstoff nicht zu 100 % der Folgefrucht zur Verfügung. Diesem Umstand wird im RAUMIS durch die Anwendung eines N-Rücklieferungsindex begegnet. Die N-Rücklieferung ergibt sich aus dem N-Gehalt der Gesamtpflanze abzüglich des N-Gehaltes ihres Haupternteproduktes. Das Ergebnis dieser Subtraktion wird in einem zweiten Schritt mit dem jeweiligen fruchtartspezifischen N-Rücklieferungsindex multipliziert.

Tabelle 3-3: Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (dt/ha)

	N	P ₂ O ₅	K ₂ O
WWEI	2,5 * E	0,8 * E	0,6 * E
SWEI	2,5 * E	0,8 * E	0,6 * E
ROGG	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
WGER	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
SGER	40 + 1,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
HAFE	40 + 1,0 * E	0,8 * E	0,8 * E
SGET	20 + 2,0 * E	0,8 * E	0,6 * E
KMAI	40 + 2,0 * E	0,8 * E	0,5 * E
HUEL		1,15 * E	1,4 * E
FKAR	40 + 0,4 * E	0,14 * E	0,6 * E
SKAR	70 + 0,2 * E	0,14 * E	0,6 * E
ZRUE	80 + 0,2 * E	0,1 * E	0,25 * E
SOPF	145	43	143
RAPS	30 + 6,0 * E	1,8 * E	1,0 * E
SOEL	4,0 * E	1,8 * E	1,0 * E
GEMU	250	75	325
OBST	85	15	100
REBL	130	50	70
WIES (1)	-80 0,6 * E	0,21 * E	0,65 * E
WEID (1)	-20 + 0,5 * E	0,21 * E	0,65 * E
HUTU (1)			
KLEE (1)	-20 + 0,2 * E	0,16 * E	0,68 * E
LUZE (1)	-20 + 0,2 * E	0,16 * E	0,68 * E
FEGR (1)	0,6 * E	0,21 * E	0,65 * E
SMAI (1)	0,4 * E	0,16 * E	0,45 * E
SHAC (1)	0,25 * E	0,08 * E	0,45 * E

(1) Für die Grundfuttermethoden wird der Ertrag in dt Frischmasse/ha zugrundegelegt.

Quelle: Eigene Berechnungen nach KTBL: Datensammlung für die Betriebsplanung in der Landwirtschaft, 13. Auflage, Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993; VETTER, H., FÜRCHTENICHT, K., HAASE, R., KLASING, A., MÄHLHOPP, R. und G. STEFFENS: Wege zur Optimierung der Düngung in Weser-Ems, Landwirtschaftsverlag Weser-Ems, Oldenburg, o. J.; WINTER, F., JANSSEN, H., KENNEL, W., LINK, H. und R. SILBEREISEN: Anleitung zum Obstbau, 30. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart, 1991; STORCK, H. (Hrsg.): Taschenbuch des Gartenbaues, 3. Auflage, Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; FAUSTZAHLEN: Faustzahlen für Landwirtschaft und Gartenbau, 12. Auflage Landwirtschaftsverlag Münster-Hiltrup, 1993.

* siehe Anhang: Abkürzungsverzeichnis der RAUMIS-Produktionsverfahren

Der symbiotischen Bindung von Luftstickstoff durch Leguminosen, die als zusätzliche N-Quelle bei der Berechnung der N-Bedarfsfunktionen bedacht werden muss, wird durch die Implementierung eines Nitrogen-Harvest-Index (NHI) Rechnung getragen.

3.4.2 Wirtschaftsdünger

Der ausgewiesene Anfall tierischer Nährstoffe (Tabelle 3-4) basiert auf den regionalen Umfängen der Tierproduktionsverfahren sowie auf den tierartspezifischen Koeffizienten der Nährstoffausscheidung. Die Umfänge tierischer Produktionsverfahren fußen auf statistischen Datenquellen. Die Koeffizienten der Nährstoffausscheidung wurden auf Grundlage statistischer Angaben des Bundesministeriums für Ernährung und Landwirtschaft z (BMEL) für die Anwendung im RAUMIS erstellt.

Auf der Grundlage der Koeffizienten der Tabelle 3-4 und den Umfängen der Tierhaltungsverfahren laut Agrarstrukturstatistik, deren Datenschutzlücken geschlossen wurden, wird der Gesamtumfang an organischem Stickstoff aus der Tierhaltung ermittelt. Dieser wird nach Abzug der gasförmigen Verluste zur Deckung des Nährstoffbedarfs landwirtschaftlicher Kulturarten angerechnet. Da die in wirtschaftseigenen Düngemitteln enthaltenen Nährstoffe unterschiedlichen Ausnutzungsgraden unterliegen, werden im RAUMIS nährstoffspezifische Mineraldüngeräquivalente errechnet.

Die Höhe des Mineraldüngeräquivalents hängt bei Stickstoff zunächst von der Art des ausgebrachten Wirtschaftsdüngers ab. Es wird die Ausbringung von Rinder-, Schweine- und Geflügelgülle sowie von Festmist als unterschiedliches Verfahren berücksichtigt. Die Ableitung des Festmistanteils basiert auf der regionalen Bestandsgrößenstruktur.

Tabelle 3-4: Stickstofflieferungen der tierischen Produktionsverfahren

Verfahren Tierhaltung	N-Ausscheidungen in kg pro Tier
Milchkuhhaltung (Milchkühe; zugeordnet Kälber 1 Mon., Kühe zur Aufmast- und Vornutzungsfärsen)	60,5+8,4 *Milchleistung (in t)
Kühe (ehem. Milchkühe ausgemästet bis zur Schlachtung)(=Schlacht-/Mastkühe)	70
Mutter-/Ammenkuhhaltung (einschl. zugehör. Kälber)	96
Kälberaufzucht	16
Kälbermast (weibliche und männliche Kälber zur Mast bis zur Schlachtung)	16
Färsenaufzucht (aufgezogene Färsen; weibliche Kälber f. Zucht und Zucht weiblicher Rinder)	44
Färsenmast (aufgezogene Färsen; weibliche Kälber f. Mast und Mast weiblicher Rinder)	44
Bullenmast (männliche Rinder bis zur Schlachtung; zugeordnet Zuchtbullen)	42
Säunhaltung (Zuchtsäun ab 1. Wurf bis zum Ausscheiden aus der Zucht; zugeordnet Ferkelaufzucht sowie anteilig Jungschweine zur Zucht)	36
Schweinemast (Mastschweine ab Absetzen bis zur Schlachtung)	13
Junghennen (unter 1/2 Jahr)	0,28
Legehennen (1/2 Jahr und älter)	0,74
Hähnchen-/Broilermast	0,29
Sonstige Geflügelmast (Enten, Gänse, Truthühner)	1,64
Schafhaltung (Zucht und Mast; zugeordnet Lämmer)	13
Sonstige Tierproduktion (Ziegen, Edelpelztiere, Bienen, Kaninchen, übrige Tierproduktion, Pferde)	64

3.4.3 Mineraldünger

Die Höhe des N-Mineraldüngereinsatzes wird auf nationaler Ebene durch statistische Quellen ausgewiesen. Daten über regionale Aufwandmengen liegen jedoch nicht vor, sodass ein Verfahren zur Verteilung des mineralischen Düngers auf die Modellkreise entwickelt wurde.

Bei der Ermittlung regionaler N-Mineraldüngereinsatzmengen wird von teilweise unterschiedlichen Einflussfaktoren ausgegangen. Diese Einflussfaktoren lassen sich mit Hilfe der folgenden Gleichung beschreiben:

$$\text{Bed_N}_{\text{minr}} = f(\text{E}_{\text{fr}}, \text{SBFN}_r, \text{NRL}_f, \text{NWD}_r, \text{NMDÄ}_r, \text{KFN}) \quad \text{Gl.3-1}$$

$\text{Bed_N}_{\text{minr}}$, $\text{Bed_P}_{\text{minr}}$: regionale Mineraldüngerbedarfe N, P
 E_{fr} : regions- und fruchtartenspezifische Erträge
 SBFN_r : regionsspezifischer N-Bedarfsfaktor
 NRL_f : fruchtartenspezifische N-Rücklieferung
 NWD_r : regionaler Wirtschaftsdüngeranfall N
 NMDÄ_r : regionale Mineraldüngeräquivalente für Wirtschaftsdünger N
 KFN : Korrekturfaktoren für den Mineraldüngereinsatz N

Nachfolgend werden die einzelnen Schritte zur Ableitung des Mineraldüngereinsatzes näher erläutert.

Die Höhe der Gesamtzufuhr von organischem und mineralischem Dünger wird in Abhängigkeit der jahresspezifischen Ertragserwartung für die verschiedenen Feldfrüchte unter Berücksichtigung regionaler Boden- und Klimaverhältnisse berechnet. Zur Erfüllung des Gesamtbedarfs eines Nährstoffes wird zunächst der pflanzenverfügbare Anteil des Wirtschaftsdüngers herangezogen. Die Deckung des verbleibenden Defizits wird durch die Anrechnung mineralischer Düngemittel erreicht. Die auf Grundlage dieser Vorgehensweise berechneten regionalen Mineraldüngermengen werden in einem zweiten Schritt über alle Regionen und Verfahren aggregiert und anhand der aus der Officialstatistik bekannten Sektorwerte kalibriert.

3.4.4 Sonstige Positionen der Stickstoffbilanz

Zusätzliche Positionen zur Bilanzierung landwirtschaftsbürtigen Stickstoffs sind

- die symbiotische N-Fixierung sowie
- die asymbiotische N-Fixierung.

Die Anrechnung des symbiotisch fixierten Stickstoffs richtet sich nach dem regionalen Anbauumfang an Leguminosen. Für asymbiotisch fixierten Stickstoff wird pauschal ein Wert von 1,4 kg N/ha veranschlagt. Der atmosphärische Stickstoffeintrag findet in den hydrologischen Modellen Berücksichtigung.

3.4.5 Nährstoffentzüge

Der Entzug von Nährstoffen wird im RAUMIS für den Bereich „Boden“ auf Grundlage der regionalen Umfänge der pflanzlichen Produktionsverfahren sowie der Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut ermittelt. Die Koeffizienten zu den Nährstoffgehalten im Erntegut beruhen auf Angaben des BMEL.

Des Weiteren werden die bei Lagerung und Ausbringung des Wirtschaftsdüngers entstehenden Verluste an Stickstoff als Nährstoffentzug berücksichtigt. Hierbei wird angenommen, dass 40 % des nicht düngewirksam werdenden Stickstoffanfalls aus der Tierproduktion in Form von Ammoniak entweicht.

3.4.6 Nährstoffbilanzsalden

Nährstoffzufuhr und Nährstoffentzug bzw. -verlust werden bei der Bilanzierung gegenübergestellt, um somit den Nährstoffsaldo eines Landkreises bzw. einer Gemeinde zu errechnen. Ein hierdurch ermittelter Nährstoffüberschuss kann als potenzielle Gefahrenquelle diffuser Nährstoffeinträge in Gewässer interpretiert werden.

Die in der Dünge-VO vorgeschriebene Feld-Stall-Bilanz lässt großen Spielraum für Pauschalwerte (beispielsweise Erträge) zu und enthält im Vergleich zu bisher gültigen Verfahren

höhere Abschläge für gasförmige N-Verluste. Aus diesen Gründen dürften diese Bilanzen tendenziell geringer ausfallen.

3.5 Datengrundlage

Die N-Bilanzierung wurde für das Jahr 2010 auf der Ebene der Gemeinden vorgenommen. Zur Erfassung der regionalen pflanzlichen und tierischen Produktionsstruktur wurde auf eine Auswertung des Forschungsdatenzentrums in Kiel zurückgegriffen. Der Zugriff auf die Forschungsdatenbank wird auf kleinräumiger Ebene durch den Datenschutz erheblich beschränkt. Deshalb wurde am Thünen-Institut das Projekt Agraratlas (Agraratlas 2015) initialisiert (Gocht u. Röder 2014). Das Ergebnis ist ein geschätzter Gemeindedatensatz zur Landnutzung und zum Tierbesatz, den keine Auflagen beschränken und der gleichzeitig alle Datenschutzerfordernisse erfüllt.

Zur Abschätzung der N-Entzüge über das Erntegut wurde auf die Ergebnisse der offiziellen Ertragsschätzung für das Jahr 2010 zurückgegriffen. Diese Statistik liegt nur auf der Kreisebene vor. Die verfahrensspezifischen Kreiserträge wurden auf alle Gemeinden eines Kreises übertragen. Der sektorale Gesamtmineraldüngereinsatz wurde dem Statistischen Jahrbuch für Landwirtschaft (StJb. versch. Jahrgänge) entnommen (Abbildung 3-2).

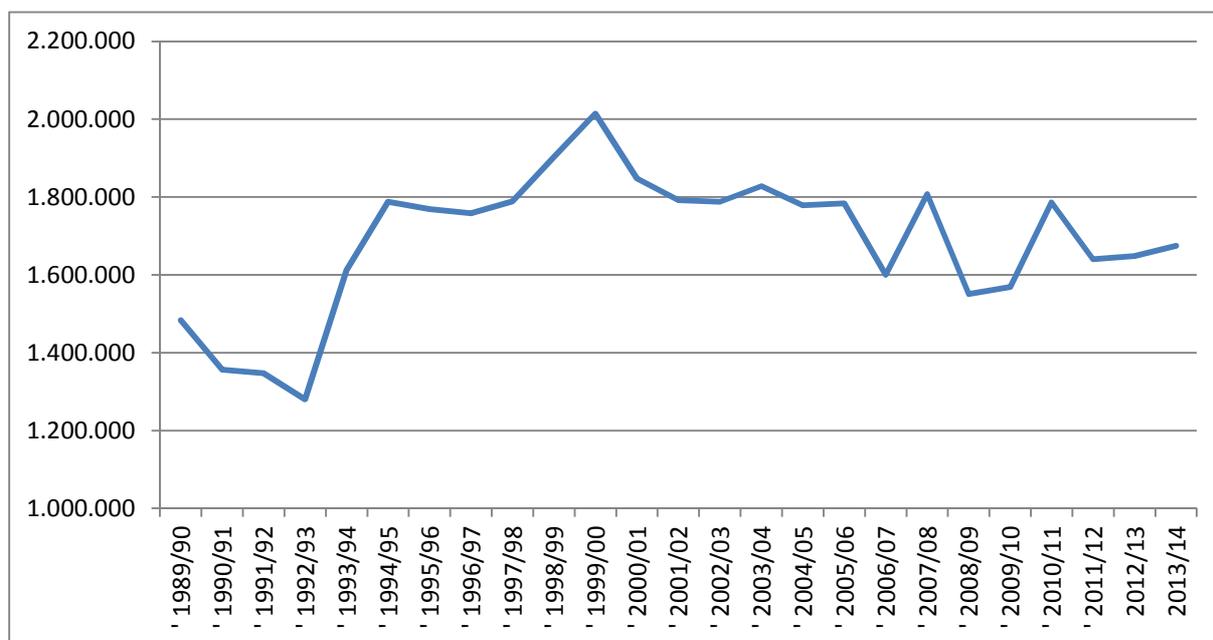


Abbildung 3-2: Entwicklung des Absatzes von Mineraldünger in Deutschland von 1989/90 bis 2013/14 in Tonnen (Stat. Bundesamt, 2013).

Wird der RAUMIS-Ansatz auf der Kreisebene auf die gesamte Bundesrepublik Deutschland übertragen, so ergibt sich eine Gesamtstickstoffmenge von rund 1,8 Mio. Tonnen. Somit könnte eine leichte Überschätzung der mineralischen Düngemenge vorliegen, die zu diskutieren ist. Die Schwankungen der vergangenen Jahre erschweren die Ableitung eines Durchschnittswertes für das Jahr 2010.

3.6 Datenschnittstelle zwischen der landwirtschaftlichen und hydrologischen Modellierung

Die in diesem Projekt vorgestellten Modellierungsergebnisse können in zwei Bereiche unterteilt werden. Zum einen in den Bereich der in diesem Kapitel beschriebenen landwirtschaftlichen Modellierung und zum anderen in den Bereich der in den Kapiteln 4 – 6 beschriebenen hydrologischen Modellierung. Beide Bereiche werden zunächst weitgehend unabhängig voneinander modelliert.

Die landwirtschaftliche N- und P-Flächenbilanz stellt das Bindeglied zwischen der landwirtschaftlichen und hydrologischen Modellierung dar. Der Übertragung der Nährstoffflächenbilanzen kommt somit im Zusammenspiel der Modelle eine besondere Bedeutung zu. Eine einfache Übertragung der Ergebnisse der Nährstoffflächenbilanz auf die hydrologischen Modelle verbietet sich inhaltlich, weil die Modelle in Abhängigkeit ihrer jeweiligen Fragestellung unterschiedliche Flächennutzungsstatistiken verwenden. Während die landwirtschaftliche Modellierung die „landwirtschaftlich genutzte Fläche“ aus der Agrarstrukturerhebung als Bezugsgröße hat, bezieht sich die hydrologische Modellierung auf die georeferenzierte sogenannte „Landwirtschaftsfläche“ aus ATKIS oder CORINE. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche wird der Bodennutzungshaupterhebung entnommen. Diese berücksichtigt nur Flächen, die von landwirtschaftlichen Betrieben oberhalb einer Abschneidegrenze bewirtschaftet wird. Die Statistik wird nach dem sogenannten „Betriebssitzprinzip“ erhoben. Das bedeutet, dass alle Flächen eines Betriebes der Gemeinde zugerechnet werden, in der der Betrieb seinen Betriebssitz hat. Dies kann dazu führen, dass es Gemeinden -insbesondere in Regionen mit großen Betriebsstrukturen- gibt, für die keine landwirtschaftlich genutzte Fläche ausgewiesen wird, weil die Gemeinden keinen landwirtschaftlichen Betrieb haben. Die landwirtschaftlich genutzte Fläche dieser Gemeinden wird anderen Gemeinden zugeordnet, weil die bewirtschaftenden Betriebe dieser Flächen dort ihren Betriebssitz haben. Nach dem gleichen Erhebungsprinzip wird auch die Tierhaltung erfasst. Somit werden für eine Nährstoffbilanzierung die regionalen landwirtschaftlichen Flächen und die regionale Tierhaltung zwar konsistent zueinander und vollständig abgebildet, allerdings bedarf es einer geeigneten Schnittstelle, um die Ergebnisse der Nährstoffüberschussberechnungen auf die georeferenzierte Landwirtschaftsfläche der hydrologischen Modelle übertragen zu können.

Im Idealfall würde eine solche Schnittstelle auf der Basis einzelbetrieblicher Informationen die „Fehlzuordnung“ der Flächen inkl. der zugehörigen Tierhaltung berücksichtigen. Diese Informationen lagen zum einen für dieses Projekt nicht vor und zum anderen hätte der Aufwand der hierfür notwendigen Analysen die zur Verfügung stehenden Kapazitäten des Projektes überschritten.

Bei der Entwicklung der Schnittstelle für dieses Projekt wurde eine Vorgehensweise gewählt, die sicherstellt, dass der gesamte Flächenbilanzüberschuss bei der Übertragung der Ergebnisse auf die hydrologische Modellierung erhalten bleibt, indem die Gesamtüberschüsse einer Gemeinde laut RAUMIS auf die „Landwirtschaftsfläche“ der jeweiligen Gemeinde unter Berücksichtigung der unterschiedlichen Flächenumfänge übertragen wurden. Somit kann es zwar auf der Gemeindeebene zu Verzerrungen bzgl. der ausgewiesenen Ergebnisse kommen. Diese gleichen sich aber in der Summe über alle Gemeinden aus.

Im Rahmen möglicher Neuberechnungen wird empfohlen, die bestehende Schnittstelle auf der Basis von Sonderauswertungen der InVeKos-Daten weiter zu verbessern, um die derzeit bestehenden Verzerrungen zwischen den Gemeinden, die in Thüringen aufgrund der überdurchschnittlich großen Betriebsstruktur, auftreten, weiter zu reduzieren. Hierdurch dürfte sich auch die Anzahl der Gemeinden, für die keine Werte ausgewiesen werden können, weil deren Überschüsse anderen Gemeinden implizit zugeordnet wurden, weiter reduzieren.

4 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 Thüringen ist daher eine Grundvoraussetzung für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter.

4.1 Hydrologischen Grundbegriffe und Definitionen

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

$$Q_{ges} = N - ET_{real} + \Delta S \quad \text{Gl.4-1}$$

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 nach DIN 4049-1 (1994) der Differenz zwischen der Niederschlagshöhe und der Höhe der realen Verdunstung und lässt sich in verschiedene Abflussanteile (siehe Abbildung 4-1) aufgliedern, die den Vorflutern auf der Erdoberfläche oder im Boden und Grundwasserbereich mit unterschiedlichen Fließzeiten zuströmen.

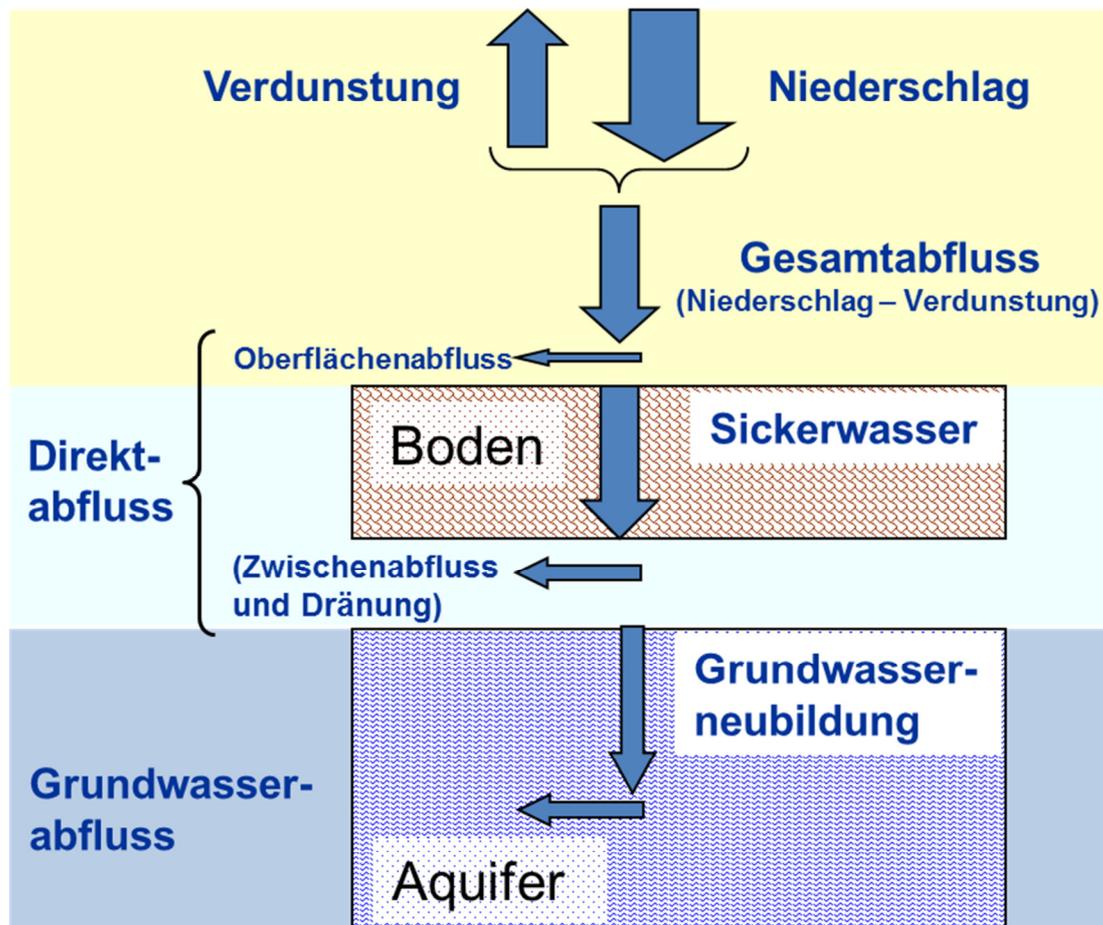


Abbildung 4-1: Die Komponenten des Abflusses

Als **Oberflächenabfluss** wird nach DIN 4049-3 (1994) der Teil des Abflusses gekennzeichnet, der, ohne in den Boden eingedrungen zu sein, oberirdisch einem Vorfluter zuströmt. Nach einem Niederschlagsereignis erreicht der Oberflächenabfluss den Vorfluter im Allgemeinen nach wenigen Stunden (Baumgartner u. 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 4049-3 (1994) 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 langsames 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 u. 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 Dränsys-

teme 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 4049-3 (1994) 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 4049-1 (1994) 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 4049-1 (1994) 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 (Q_{gw}) (Peschke, 1997). Die mittlere Grundwasserneubildungsrate in einer Landschaft kann somit durch folgende Gleichung bilanziert werden:

$$Q_{gw} = N - ET_{real} - Q_D \quad \text{Gl.4-2}$$

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 Thüringen 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 u. Wendland, 1998; Kunkel u. Wendland, 2002). In den Folgejahren wurde das GROWA-Modell sowohl kontinuierlich erweitert, z.B. zur expliziten Berücksichtigung gedränkter Flächen (Tetzlaff et al., 2008), als auch auf andere Landschaftsräume übertragen, z.B. auf die Bundesländer Niedersachsen (Tetzlaff et al., 2003; Wendland et al., 2003); Nordrhein-Westfalen (Bogena et al., 2003), Mecklenburg-Vorpommern (Wendland et al., 2015), Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) sowie Schleswig-Holstein (Tetzlaff et al., 2016). 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.

4.2 Berechnung der Gesamtabflusshöhe

Das Wasserhaushaltsmodell GROWA (Kunkel u. 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 u. 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 800 mm und bei forstwirtschaftlicher Nutzung 1300 mm nicht überschreiten. Wie sich bei der Modellvalidierung des Wasserhaushalts zeigen wird, ließ sich mit GROWA trotz dieser Einschränkung und auch ohne Implementierung der Erweiterung der Beziehung von Renger u. Wessolek (DVWK, 1996) durch das TUB-BGR-Verfahren (Wessolek et al., 2004) der Wasserhaushalt in den niederschlagsarmen Teilräumen Thüringens gut abbilden.

Um eine flächendeckende Berechnung der Gesamtabflusshöhen zu gewährleisten, wurden von (Kunkel u. 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:

$$\begin{aligned}
 Q_{ges} &= N_j - ET_{real} \\
 &= N_j - f_h \cdot \left[a \cdot N_{So} + b \cdot N_{Wi} + c \cdot \log(W_{pfl}) + d \cdot ET_{pot} + e \cdot V + g \right]
 \end{aligned}
 \tag{Gl.4-3}$$

mit:	ET_{real}	=	mittlere jährliche Höhe der realen Verdunstung	(mm/a)
	f_h :	=	topographischer 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-e:	=	bodenbedeckungsabhängige Koeffizienten	

Als Basisdaten werden klimatische Größen (Niederschlag und potenzielle Verdunstung), Bodenparameter (pflanzenverfügbares Bodenwasser) und die Versiegelung benötigt. Die Regressionskoeffizienten (a...e) sind abhängig von der jeweils vorliegenden Bodenbedeckung. Die Werte können Tabelle 4-1 entnommen werden:

Tabelle 4-1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach 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 4049-1 folgend wird der Gesamtabfluss im GROWA-Modell in die vier Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Dränabfluss, (natürlicher) Zwischenabfluss und Grundwasserneubildung aufgeteilt:

$$Q_{Ges} = Q_O + Q_D + Q_Z + Q_{Gw} \quad \text{Gl.4-4}$$

mit:	Q_{Ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	[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:

$$Q_{Ges} = r_o \cdot Q_{Ges} + r_d \cdot Q_{Ges} + r_z \cdot Q_{Ges} + r_b \cdot Q_{Ges} \quad \text{Gl.4-5}$$

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

4.3 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):

$$Q_O = Q_{ges} \cdot 2 \cdot 10^{-6} \cdot (N_{Jahr} - 500)^{1,65} \quad \text{Gl.4-6}$$

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 weiten Teilen Thüringen deshalb relativ gering sein. Erst bei Niederschlägen von mehr als 1.000 mm/a, die in Thüringen in den Kammlagen von Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge auftreten können, übersteigt der Anteil des Oberflächenabflusses am Gesamtabfluss 5%.

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.

4.4 Berechnung der Sickerwasserhöhe

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

$$Q_{SW} = Q_{ges} - Q_O \quad \text{Gl.4-7}$$

mit:	Q_{SW}	=	mittlere jährliche Sickerwasserhöhe	(mm/a)
	Q_{ges}	=	mittlere jährliche Gesamtabflusshöhe	(mm/a)
	Q_O	=	mittlere jährliche Oberflächenabflusshöhe	(mm/a)

4.5 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:

$$Q_{gw} = BFI \cdot Q_{ges} \quad \text{Gl. 4-8}$$

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 4-2).

Hierbei 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 Bodennut-

zung ein fester Dränabflussanteil zugeordnet. Ist eine künstliche Entwässerung eher unwahrscheinlich, werden für Lockergesteinsbereiche zusätzlich die bodenhydrologischen Faktoren Flurabstand und Staunässe sowie die lokale Hangneigung betrachtet. In Festgesteinsbereichen wird die hydrogeologische Gesteinseigenschaft als abflusswirksame Gebietseigenschaft angesehen.

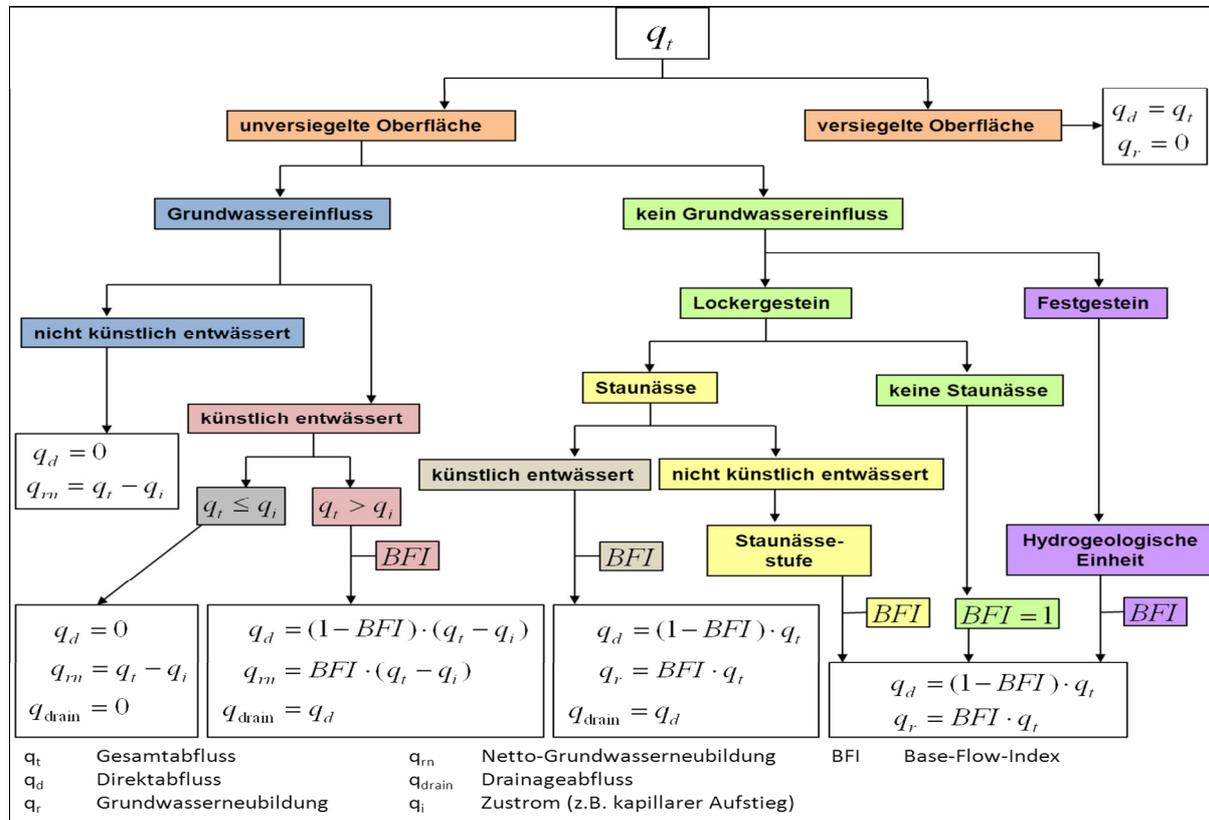


Abbildung 4-2: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell

Für die sechs abflussrelevanten Gebietseigenschaften 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 Staunässeinflusses (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 (1958) und in Festgesteinsgebieten das Verfahren nach 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.

4.6 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 4-2). 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 4-2: 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
	Staunäseeinfluss
Geologie	Hydrogeologische Gesteinseinheiten
Grundwassergleichen	Flurabstand
Dränierte Flächen	Flurabstand / Vernässungsgrad
	Bodentyp
	Bodenbedeckung

Die Eingangsdaten lagen teilweise im Vektorformat, teilweise aber auch als Rasterdaten mit einer Zellengröße zwischen 50 und 250 m vor und wurden im Vorfeld der Modellierung auf ein Raster mit der für die Modellierung verwendeten Zellengröße von 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ArcGIS.

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

Mit den Modellen GROWA-DENUZ-WEKU des FZ Jülich wird eine flächendifferenzierte Modellierung der diffusen und punktförmigen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer Thüringens über die verschiedenen Austragspfade unter Berücksichtigung des Nährstoffabbaus in Boden und Grundwasser vorgenommen.

Die Ausweisung der N-Einträge erfolgt in der Regel als Gesamtsumme in t/a N. Hierbei kann sowohl die Gesamtsumme über alle diffusen und alle punktförmigen N-Einträge dargestellt werden, als auch die Summen für jeden Einzelpfad. Bei den diffusen N-Einträgen wird zum Teil zusätzlich der N-Eintrag pro Flächeneinheit in kg/(ha·a) ausgewiesen, um einen flächenspezifischen Vergleich der Einträge zu ermöglichen. Alle diese Angaben sind immer auf die gesamte verlagerbare N-Menge bezogen, d.h. es wird in der Regel keine Unterscheidung in die verschiedenen N-Verbindungen vorgenommen. Vereinfachend wird im Modellsystem GROWA-DENUZ-WEKU weiterhin davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitratstickstoff (N) vorliegt.

Der Nitratstickstoff bezeichnet die Menge (Y) an Stickstoff, welche in der Menge (X) Nitrat vorhanden ist. Wenn also z.B. 100 mg NO₃/l vorliegen, dann bezeichnet der Nitratstickstoff (NO₃-N) die Menge an Stickstoff welche in den 100 mg NO₃/l Nitrat enthalten ist. In dem genannten Beispiel wären das 22,58 mg NO₃-N. Der Umrechnungsfaktor von NO₃-N zu NO₃ ist 4,43, d.h. der NO₃-N-Gehalt · 4,43 ergibt den Nitratgehalt. Eine NO₃-N-Konzentration im Sickerwasser von 22,58 mg NO₃-N/l entspricht in diesem Sinne einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 22,58·4,43 mg/l = 100 mg NO₃/l. Explizit als Nitrat (NO₃) wird nur die Nitratkonzentration im Sickerwasser angegeben, da diese einen Bezug zum Grundwassergrenzwert von 50 mg NO₃/l aufweist.

Um konsistent zu den oben genannten Einheiten der N-Einträge zu sein, erfolgt die Angabe der Denitrifikationsumsätze in Boden und Grundwasser ebenfalls in t N/a bzw. kg N/(ha a), d.h. diese Angaben sind daher ebenfalls auf den Nitratstickstoff-Gehalt (NO₃-N) bezogen. Gleiches gilt für die N-Einträge, die gekoppelt an die Komponenten des Abflusses über die verschiedenen Abflusskomponenten in die Vorfluter gelangen.

Abbildung 5-1 zeigt schematisch die Kopplung der einzelnen Modellbausteine zur Quantifizierung der diffusen und punktförmigen 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. Zur Ermittlung der diffusen N-Einträge werden die Modelle DENUZ (Kunkel u. Wendland, 2006) und WEKU (Kunkel u. Wendland, 1997) mit dem RAUMIS-Modell verknüpft. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass die Ansätze zur Simulation der punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer gemeinsam mit den Ansätzen zur Ermittlung der punktförmigen P-Einträge beschrieben werden.

Aus dem Gesamtabfluss werden zunächst die Abflusskomponenten des Direktabflusses (Oberflächenabfluss, natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss) und die 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.

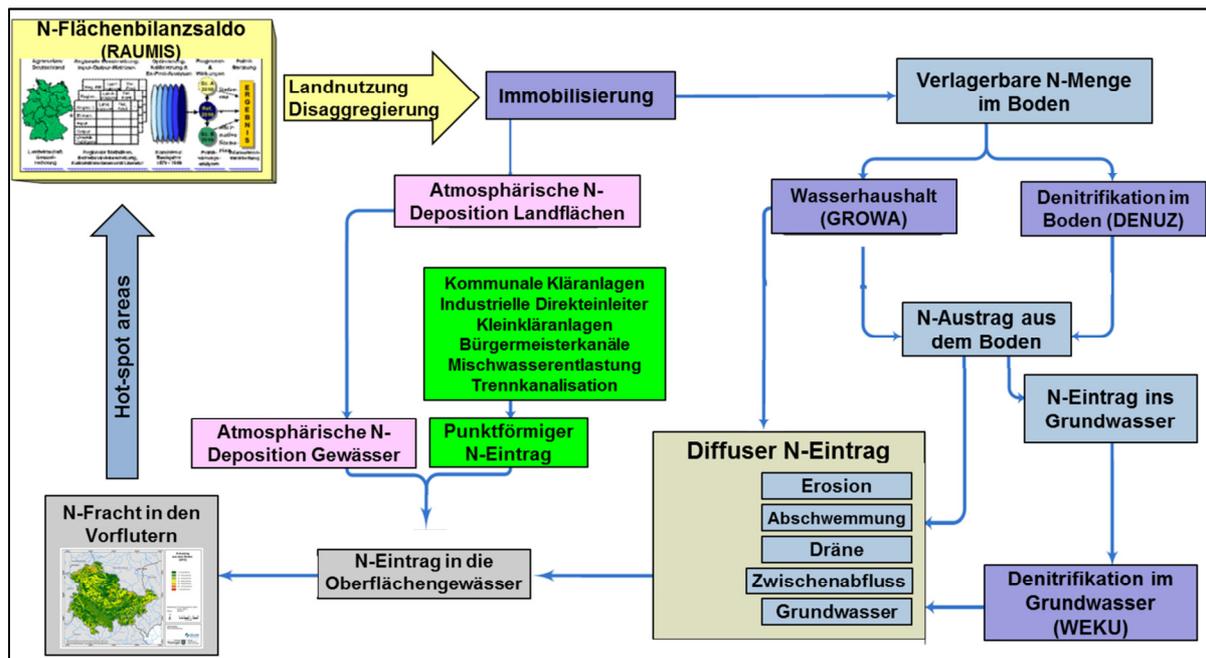


Abbildung 5-1: Schematische Darstellung der Simulation der diffusen und punktförmigen N-Einträge in die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)

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 Aquifer gelangen.

Für die über die Grundwasserneubildung in den Grundwasserleiter ausgewaschenen N-Mengen, ist der reaktive N-Transport im Aquifer zu berücksichtigen. Dies erfolgt über das Modell WEKU (Kunkel u. Wendland 1997; 2000; 2006; Wendland et al. 2004). Die WEKU-Modellierung beinhaltet eine flächendifferenzierte Analyse der Fließwege und Verweilzeiten im oberen Grundwasserleiter. Diese Verweilzeitenanalyse ist nicht nur für die Simulation der u. a. zeitabhängigen Nitratabbauvorgänge im Grundwasser reduzierter Grundwässer bedeutsam, sondern auch für die Prognose der zeitlichen und räumlichen Wirkung von Maßnahmen zur Verminderung von Stoffeinträgen. 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, industrielle Direktleitungen, Bürgermeisterkanäle sowie über Mischwasserentlastungen gesondert ausgewiesen.

5.1 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. 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.

5.2 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. 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 und 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 Lehmantel 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.

5.3 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. Hierzu wurde eine Modellierung mit dem MEPhos-Modell vorgenommen. Der MEPhos-Verfahrensgang hierzu ist detailliert in Zusammenhang mit der Modellierung des Phosphoreintrags über Erosion beschrieben.

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 N_{gesamt} zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten standen aus Thüringen für dieses Projekt nicht zur Verfügung. Daher wurde der N-Gesamtgehalt in Anlehnung an Behrendt et al. (1999) mit 2000 mg/kg angesetzt.

5.4 Abschätzung der im Boden festgelegten N-Menge

Bei der Modellierung des reaktiven Stickstofftransports im Boden und im Grundwasser sowie der Modellierung des N-Eintrags ins Grundwasser und die Oberflächengewässer über die Eintragspfade natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasser wird vereinfachend davon ausgegangen, dass die gesamte verlagerbare N-Menge als Nitrat vorliegt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Austräge aus ackerbaulich genutzten Böden entsprechen dann genau den nicht von der Erntesubstanz aufgenommenen N-Zufuhren (vor allem N-Überschüsse aus der RAUMIS-N-Bilanz und atmosphärische Deposition) minus den Denitrifikationsverlusten im durchwurzelten Bodenbereich. Für Grünland sowie bewaldete Flächen wird unterstellt, dass über die Denitrifikationsverluste hinaus ein Teil der N-Zufuhren im Boden gespeichert wird und zum Aufbau der organischen Bodensubstanz beiträgt. Diese N-Immobilisierung wurde in Anlehnung an Müller und Raissi (2002) für Grünland bei 57%, für Nadelwald bei 50% und für Laubwald bei 71% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition angesetzt.

5.5 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 Umsetzungs-

prozesse 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 u. Wendland, 1992; Kreins et al., 2010; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland, 1992; Wendland et al., 1993). Für die Modellierung der Denitrifikation im Boden wird eine Michaelis-Menten Kinetik zu Grunde gelegt:

$$\frac{dN(t)}{dt} + D_{\max} \cdot \frac{N(t)}{k + N(t)} = 0 \quad \text{Gl.5-2}$$

mit:	N(t):	N-Gehalt im Boden 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. Zur Bestimmung der maximalen Denitrifikationsrate wurde auf Ergebnisse vorliegender Studien zurückgegriffen, in der die Nitratabbaueigenschaften von Böden auf Basis von Bodenkarte 1:50.000 ausgewiesen worden sind (z.B. Wendland, 1992; Kuhr et al., 2013; Wienhaus et al., 2008). Dort wurden in Abhängigkeit vom Bodentyp und der Grundwasserbeeinflussung fünf Klassen unterschiedlicher Denitrifikationsbedingungen bzw. maximaler Denitrifikationsraten voneinander unterscheiden. Die in Tabelle 5-5 angegebenen Denitrifikationsraten sind jedoch als jährliche Abschläge zu verstehen, um die die N-Einträge in den Boden im Mittel verringert werden. Sie berücksichtigen aber nicht die unterschiedlichen Fließzeiten im Boden, die beim DENUZ-Ansatz explizit in die denitrifizierte N-Menge eingehen und können somit nicht direkt als DENUZ-Parameter verwendet werden.

Aus diesem Grund wurden die in Tabelle 5-1 angegebenen Denitrifikationsraten unter Einbeziehung der Ergebnisse aus den eigenen Forschungsarbeiten in den Bundesländern Mecklenburg-Vorpommern, Sachsen-Anhalt, Niedersachsen und dem Einzugsgebiet der Weser auf die im Mittel auftretenden Fließzeiten im Boden bezogen und so modifiziert, dass das Zusammenspiel aus auftretenden Fließzeiten, verlagerbaren N-Mengen im Boden und Abbauraten im Mittel eine jährliche Denitrifikation ergibt, die innerhalb der Wertespannen von Tabelle 5-1 liegt. Dies erfolgte iterativ über mehrere DENUZ-Rechnungen.

Die in Tabelle 5-1 ausgewiesenen Nitratabbauraten nach Wienhaus et al. (2008) wurden bei der Modellierung außerdem für das mitteldeutsche Trockengebiet in einer Weise modifiziert, die sich bei einer Anwendung des GROWA-DENUZ-WEKU-Modells in Sachsen-Anhalt Kuhr et al. (2014) bereits bewährt hatte. Hierbei wird für trockene, oder nur zeitweise vernässte Böden weniger Nitratabbau zugelassen als von Wienhaus et al. (2008) postuliert. Dahinter steht die Überlegung, dass durch die geringen Sickerwasserraten, und den entsprechend höheren Luftgehalt im Boden eine geringere Neigung zur Ausbildung sauerstofffreier Zonen vorherrscht (siehe Tabelle 5-2).

Die Michaelis-Konstante (k), welche die Kinetik der Denitrifikation im Bereich geringer Konzentrationen bestimmt, wurde nach 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 durchwurzelteten Bodenzone (t_{Boden}) bestimmt.

Tabelle 5-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (Wienhaus et al., 2008, modifiziert)

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

Tabelle 5-2: An das Mitteldeutsche Trockengebiet angepasste mittlere Denitrifikationsraten in der Wurzelzone von Böden (Kuhr et al., 2013)

Denitrifikationsstufe der Leitböden	Mittlere Denitrifikationsraten in Thüringen 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

Die Verweilzeit des Sickerwassers im Boden (Gl.5–3) wurde aus der Feldkapazität des Bodens und der Sickerwasserrate abgeleitet (Hennings, 2000; Müller u. Raissi, 2002), wobei der Index i dabei über alle denitrifizierenden Schichten des Bodenprofils läuft:

$$t_{\text{Boden}} = \frac{1}{Q_{\text{SW}}} \sum_i nFK_i \cdot d_i \quad \text{Gl.5–3}$$

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.5–4 als d_{Boden} bezeichnet, ergibt sich dann aus dem Verhältnis des N-Austrags aus dem Boden, der durch (numerisches) Lösen von Gl.5–1 berechnet wird, und der auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden.

$$d_{\text{Boden}} = \frac{N(D_{\text{max}}, k, N_0, t_{\text{Boden}})}{N_0} \quad \text{Gl.5–4}$$

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)]

5.5.1 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 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_{NO_3}) berechnen:

$$c_{\text{NO}_3} = \frac{443 \cdot N(t)}{Q_{\text{SW}}} \quad \text{Gl.4–5}$$

mit:	c_{NO_3} :	Potentielle Nitratkonzentration im Sickerwasser	(mg NO_3 /l)
	$N(t)$:	Nitrat-N-Austräge aus dem Boden nach Verweilzeit t	[kg N/(ha·a)]
	Q_{SW} :	Sickerwasserrate	[mm/a]

5.5.2 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 Datengrundlagen 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 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; Kunkel u. Wendland, 2000; Kunkel u. Wendland, 2006; Wendland et al., 2004). Auf diese Weise wird der beim Transport des Grundwassers im Aquifer in einigen Regionen stattfindende Nitratabbau berücksichtigt.

5.6 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.

5.6.1 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 tiefen aufgelöst 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 u. Wendland, 1997; Kunkel u. 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 u. Wendland, 1997). Auf diese Weise kann der Einfluss der Variabilität 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 5-2 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 $\bar{\nabla}_j$ 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:

$$\bar{v}_a = -\frac{k_f}{n_f} \cdot \bar{\nabla}j$$

Gl.5–6

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	(-)

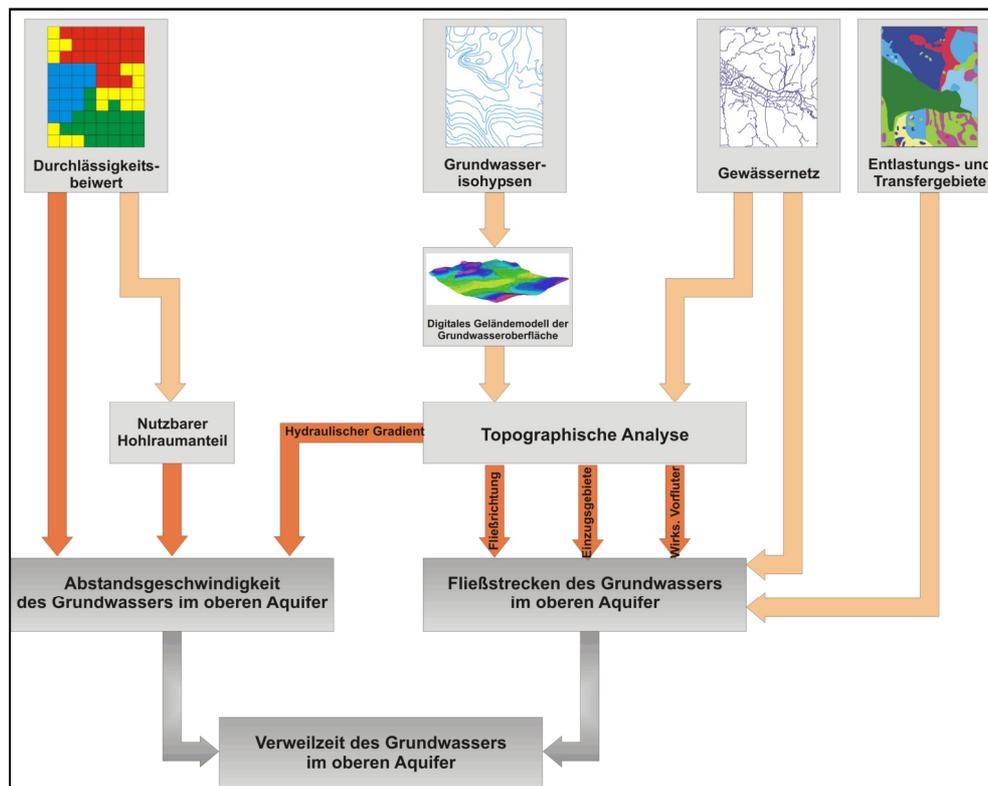


Abbildung 5-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung

Bei der Modellierung von Strömungsvorgängen im Grundwasserleiter stellt der Durchlässigkeitsbeiwert eine zentrale Kenngröße dar. Für Thüringen liegen diesbezüglich Wertebereiche in der Hydrogeologischen Karte 1:50.000 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 u. Wendland, 1999; Kuhr et al., 2014).

Im dritten Schritt wird aus den ermittelten Abstandsgeschwindigkeiten der einzelnen Rasterzellen nach Gl.5–7 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.

$$t(\vec{r}_0) = \int_{\vec{r}} \frac{d\vec{r}}{v_a(\vec{r})} \quad \text{Gl.5-7}$$

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 5-3 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 Nitratinträge 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.

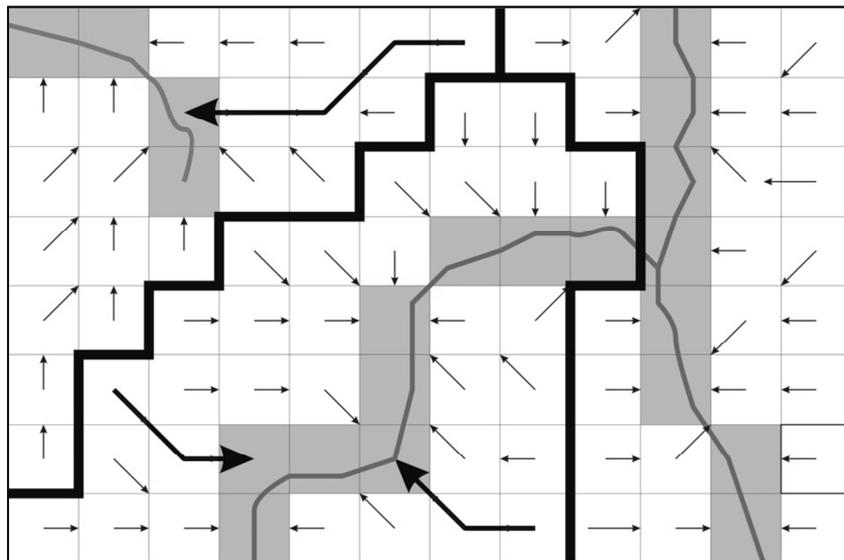


Abbildung 5-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell.

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.

5.6.2 Modellierung des Nitratabbaus der Grundwasserleiter

Der Prototyp eines nitratabbauenden Grundwassers weist Nitratgehalte von weniger als 1 mg 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 0,2 mg Fe(II)/l bzw. mehr als 0,05 mg Mn(II)/l) auftreten (Kunkel et al., 1999). Nitratreduzierende Grundwässer enthalten reduzierende anorganische Verbindungen (z.B. Pyrit) sowie Torf, Braunkohle und sonstige organische 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 u. Kunkel, 1999). Bei diesen, in Tabelle 5-3 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 u. Ziegler, 1997; Hannappel u. 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 5-3 aufgeführten relevanten Parameter zu charakterisieren.

Tabelle 5-3: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999).

Parameter	Reduzierte Grundwässer	Oxidierter 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 lässt sich durch eine Reaktion erster Ordnung beschreiben (Böttcher et al., 1989):

$$\frac{dN(t)}{dt} + k_n N(t) = 0 \quad \text{Gl.5-8}$$

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)=N₀ ist:

$$N(t) = N_0 \cdot \exp(-k_n \cdot t) \quad \text{Gl.5-9}$$

Die Denitrifikation nach einer Kinetik erster Ordnung hat also eine Reduzierung des Nitratgehaltes 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 k_n≈0,17 a⁻¹, neuere Untersuchungen im Emsgebiet ergaben sehr vergleichbare Werte für k_n zwischen 0,2 a⁻¹ und 0,5 a⁻¹ (Walther et al., 2003). Für reduzierte Aquifere in Thüringen wurde daher von einer Denitrifikationskonstante von k_n=0,34±0,1 a⁻¹ ausgegangen.

6 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; Tetzlaff et al., 2009). 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 (Abbildung 6-1). 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. die Karte potenziell gedränter Landwirtschaftsflächen. 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 u. Wendland 2002) flächendifferenziert berechnet, das hierzu an das Phosphormodell MEPhos angekoppelt wird.

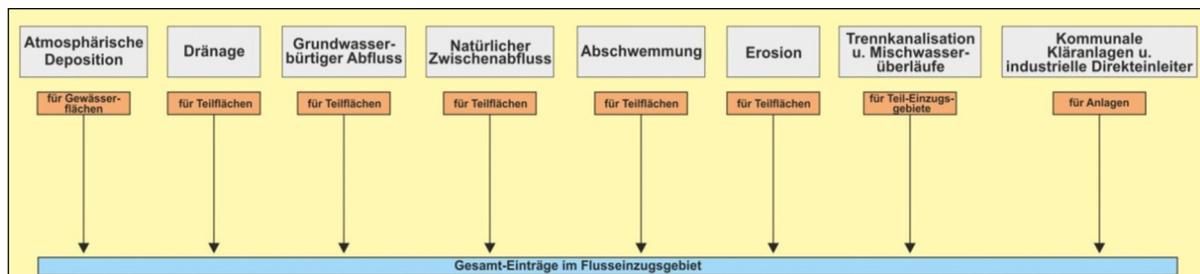


Abbildung 6-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos

Durch Multiplikation der Stoffkonzentrationen der Phosphotope (Teilflächentypen) mit den Abflusshöhen nach GROWA ergeben sich rasterzellenweise die mittleren jährlichen Einträge in der Einheit $\text{kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$. 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 P_{gesamt} durch Multiplikation des Bodenerosionspotenzials nach ABAG, dem Sedimenteintragsverhältnis, dem P-Gehalt im Oberboden sowie dem Anreicherungsfaktor bestimmt. Punktuelle Einträge über Trennkanalisation, Bürgermeisterkanäle und Mischwasserentlastung können aufgrund der Datenlage nicht flächendifferenziert berechnet werden. Daher werden sie in aggregierter Form für Teilzugsgebiete bzw. administrative Einheiten ermittelt. 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 mo-

dellierten 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.

Wenn im Folgenden von P-Einträgen gesprochen wird, sind damit Emissionen von P_{gesamt} aus der Fläche in die Oberflächengewässer gemeint.

6.1 Ansatz zur Modellierung des P-Eintrags über Dränagen

Die Höhe des mehrjährigen mittleren Eintrags von P_{gesamt} 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 (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 8-1). Aufgrund des unterschiedlichen bodenchemischen Verhaltens wird das pedogene Sorptionsvermögen der Böden durch folgende Kombinationen aus Bodentyp und Bodenart klassenweise differenziert: Hochmoorböden, Niedermoorböden, Sandmischkulturen, Marschböden, tonarme Sandböden, tonige sowie lehmige 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. Nicht alle vom Modell unterschiedenen Phosphotope sind für Thüringen relevant. Im Folgenden werden nur die in Thüringen ausgewiesenen Phosphotope beschrieben.

6.1.1 Phosphotope „Gedränte stark lehmige 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 u. Hartwigsen 2001, Foerster u. 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.

6.1.2 Phosphotop „Gedränkte stark tonige terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung“

Zahlreiche Felduntersuchungen bestätigen ein erhöhtes mittleres Konzentrationsniveau von P_{gesamt} im Dränabfluss aus Tonböden, das v.a. auf Makroporenfluss zurückzuführen ist (Tetzlaff et al. 2015). Um diesem Sachverhalt in der Modellierung des P-Eintrags Rechnung zu tragen, wird ein weiteres Phosphotop ausgewiesen. Die mittleren Jahreskonzentrationen von P_{gesamt} ergeben ein im Vergleich zu lehmigen Mineralböden erhöhtes Konzentrationsniveau im Bereich von 0,2-0,4 mg/l. Für die Modellierung wurden daher 0,3 mg/l angesetzt.

6.1.3 Phosphotop „Gedränkte 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 P_{gesamt} /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.

Tabelle 6-1: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen in Thüringen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos).

Phosphotop	Referenzwert [mg P_{gesamt} /l]	Referenzwert [kg P_{gesamt} / (ha·a)]	Exportkoeffizient [mg/l] (kalibriert)
Gedränkte bindige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,01-0,05	0,04-0,5	0,05
Gedränkte stark tonige, terrestrische Mineralböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,2-0,4		0,3
Gedränkte tonarme Sandböden unter landwirtschaftlicher Nutzung	0,06-0,3	1,8	0,2

Quellen: Blankenburg 1983; Scheffer 2002; Scheffer u. Foerster 1991; Foerster 1982, 1988; Foerster et al. 1985; Fruchtenicht 1998; Fruchtenicht et al. 1996; Hasenpusch 1995; Lammel 1998; Kuntze 1983, 1988; Lennartz u. Hartwigsen 2001; Munk 1972; Gross 1998; Rosche u. Steininger 2009; Attenberger 1990, Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft 2006

Tabelle 6-1 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.

In Ermangelung von Dränmessungen in Thüringen wurden zusätzlich zum Literaturabgleich Ergebnisse des LHW-Auftrags „Sonderuntersuchungsprogramm zur Beschaffenheit von Dränabflüssen in Sachsen-Anhalt“ zum Vergleich der modellseitig angesetzten Konzentrationen herangezogen (Rosche u. Steininger 2009). Damit stehen zumindest Messergebnisse jüngerer Datums aus Mitteldeutschland zur Verfügung. In diesem Vorhaben wurden u. a. P_{gesamt} -Messung im Dränabfluss der Periode 2008-2009 vorgenommen. Der Schwerpunkt lag auf Austrägen aus Lehm Böden. 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 Drainagekonzentrationen ein. Dies bedeutet, dass sich die Messungen gut in das Bild einfügen, dass sich durch Dränmessungen an Lehm Böden auch in anderen Regionen ergibt, d.h., die Messergebnisse aus Sachsen-Anhalt sind verallgemeinerbar (Kuhr et al. 2014).

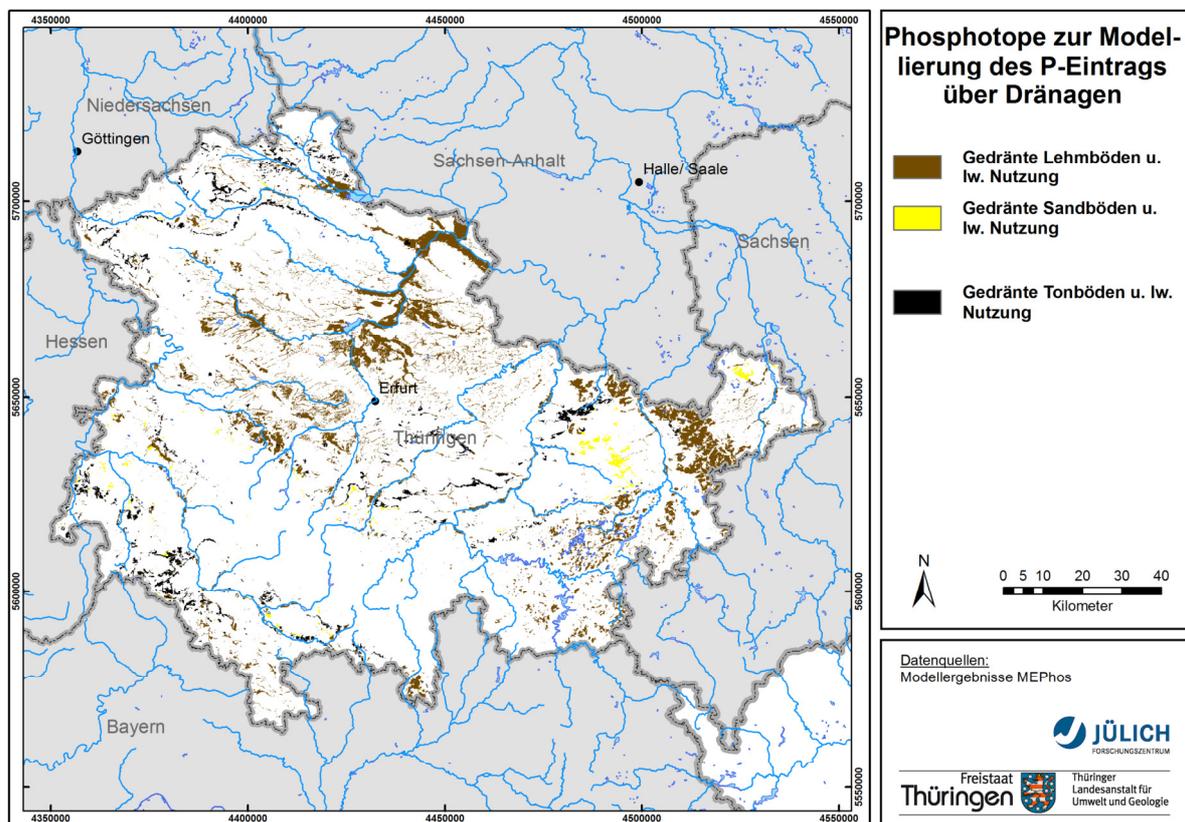


Abbildung 6-2: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Dränagen

Abbildung 6-2 zeigt die Verteilung der in Tabelle 6-1 aufgeführten Phosphotope im Raum. Mit Hilfe der Phosphotope wird die gedränte landwirtschaftliche Nutzfläche disaggregiert. Auffallend ist die Dominanz der gedränten lehmigen landwirtschaftlich genutzten Böden. Dränbedürftige Sandböden treten in Thüringen dagegen kaum auf.

6.2 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 Abflusskomponente 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 0,05 mg/l P_{gesamt} angesetzt, was u.a. durch Sickerwasseruntersuchungen der Bayerischen Landesanstalt für Landwirtschaft (2006) an den Standorten Puch und Kempton gestützt wird.

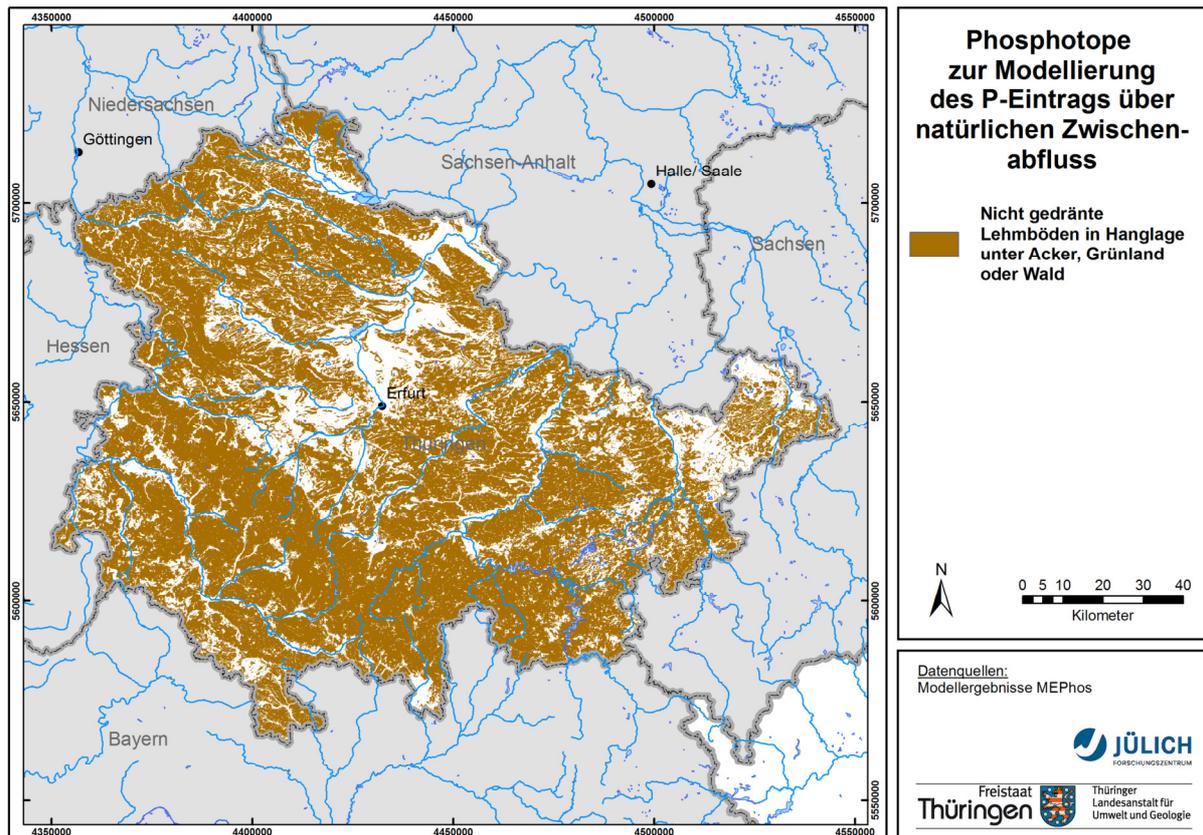


Abbildung 6-3: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss

Abbildung 6-3 zeigt die Gebietskulisse zur Abbildung des P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss, die lehmige Böden in Hanglage unter Acker, Grünland und Wald zusammenfasst. Aufgrund des ausgesprochenen Mittelgebirgscharakters besitzt der Zwischenabfluss im gesamten Bundesland eine ausgeprägte räumliche Relevanz.

6.3 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 P_{gesamt} 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 Analyseergebnisse der Grundwassergüteüberwachung in oberflächennahen Grundwässern Thüringens benutzt. Die Messwerte wurden selektiert nach Tiefe (Filterunterkante $\leq 25\text{m}$) und Anzahl (mindestens 10 Messungen im Zeitraum 2000-2015) sowie Abstand zu Gewässern (mindestens 100 m), um Lokalisationen mit Infiltrationsverhältnissen auszuschließen. Der Abstand zu Oberflächengewässern macht für den Stichprobenumfang in Thüringen keinen Unterschied, die o.g. Filterunterkante führt jedoch zu keinen auswertbaren Ergebnissen, da n zu klein wird. Im Ergebnis verbleiben 8 Messstellen mit insgesamt 105 Messungen P_{gesamt} bzw. 37 Messstellen mit insgesamt 1239 Messungen von ortho- $\text{PO}_4\text{-P}$.

Um zu repräsentativen flächenhaften Aussagen zu gelangen, werden die Messwerte auf grundwasserführende Gesteinseinheiten bezogen. Im Fall von P_{gesamt} wird keine Gesteinseinheit durch ausreichend viele Messstellen repräsentiert. Daher wird alternativ auf den Güteparameter ortho- $\text{PO}_4\text{-P}$ gesetzt, zumal der größte Anteil von P im Grundwasser in gelöster Form transportiert wird. Nachfolgende Tabelle 6-2 zeigt die statistische Verteilung des Güteparameters ortho- $\text{PO}_4\text{-P}$ nach Gesteinseinheiten.

Tabelle 6-2: Statistische Verteilungsgrößen der Messwerte ortho- $\text{PO}_4\text{-P}$ für Grundwassermessstellen in unterschiedlichen grundwasserführenden Gesteinseinheiten

Parameter (mg/l)	Alle	Grauwacke	Kalksteine	Magmatite, Migmatite, Quarzite, Schiefer, Metamorphite, Flysch, Molasse, Schluff- u. Tonstein	Sandsteine, gering mineralisiert	Sandsteine, mittel - stark mineralisiert	Zechstein	Schalstein	Löß und Lößderivate	Lockergesteinsbedeckung
n	37	1	3	-	1	4	2	1	1	24
Mittel	0,04	0,03	0,22		0,05	0,05	0,024	0,007	0,03	0,03
Min	0,002		0,008			0,01				0,002
10 P	0,005					0,01				0,01
25 P	0,008					0,01				0,01
50 P	0,023		0,05			0,02				0,024
75 P	0,03					0,03				0,03
90 P	0,05					0,12				0,05
Max	0,61		0,61			0,35				0,27

Im Fall des ortho- $\text{PO}_4\text{-P}$ wird lediglich eine Gesteinseinheit (Lockergesteinsbedeckung) durch ausreichend viele Messstellen abgedeckt. Der Median beträgt 0,024 mg/l. Um eine

landesweite Ermittlung der grundwasserbürtigen P-Einträge zu ermöglichen, wird dieser Wert als Konzentration von ortho-PO₄-P für alle Gesteinseinheiten verallgemeinert. Da im Modell MEPhos jedoch P-Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen als P_{gesamt} simuliert werden, muss eine P_{gesamt}-Konzentration angesetzt werden. Der mittlere Anteil von ortho-PO₄-P an P_{gesamt} beträgt über alle Einheiten 57%. Als mittlere Konzentration P_{gesamt} werden daher einheitlich 0,04 mg/l angesetzt.

Die Konzentrationen spiegeln nicht die rein geogenen Hintergrundwerte wider. Es wird der Median über alle Werte einer Messstelle herangezogen und dann alle Messstellen einer Gesteinseinheit 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.

6.4 Modellansatz zur Quantifizierung des Phosphoreintrags über Erosion

Zur Modellierung des P-Eintrags über Erosion müssen Ackerflächen mit Erosionsgefahr und mit Gewässeranschluss sowie Anreicherungsfaktoren bekannt sein. Auf Wunsch des Auftraggebers wurden hierzu keine Modellierungen mit MEPhos vorgenommen sondern ein räumlich hoch aufgelöster Datensatz zur Bodenabtragsgefahr aus einer Modellierung mit dem Modell AVErosion verwendet (Bischoff 2014).

Der Gewässeranschluss bzw. der Sedimenteintrag wird mit dem Modell MEPhos ermittelt. Hierzu werden aus dem sehr hoch aufgelösten DGM5 im GIS reliefbedingte Tiefenlinien abgeleitet und diese mit 5 m Pufferstreifen auf jeder Seite versehen. Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer kann dann im Modell nur von denjenigen Ackerflächen mit Erosionsgefahr erfolgen, die im 5 m Pufferstreifen einer Tiefenlinie bzw. eines Gewässers liegen.

Als Anreicherungsfaktor wird einheitlich ein Wert von 1,86 angesetzt (Tetzlaff 2006).

Tabelle 6-3: Mittlere P_{gesamt}-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen für andere Untersuchungsregionen des FZ Jülich

Untersuchungsgebiet	P _{gesamt} -Gehalte im Acker-Oberboden (mg/kg)
Schleswig-Holstein	816
Hessen	812
Mecklenburg-Vorpommern	896
Einzugsgebiet der Ems (NRW-Teil)	700
Einzugsgebiet des Altmühlsees	1030
Sachsen-Anhalt	600 (Mittel), 650 (Median)

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 P_{gesamt} zur Verfügung stehen. Entsprechende Daten zu Oberbodengehalten wurden ebenfalls durch die TLUG als Mittelwerte für Landkreise zur Verfügung gestellt (Bischoff 2014, Abbildung 6-4). Die Daten weisen eine Spannweite von 411 bis 864 mg/kg P_{gesamt} auf bei einem Mittelwert von 614 bzw. Median von 602 mg/kg (Landkreisebene). 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.

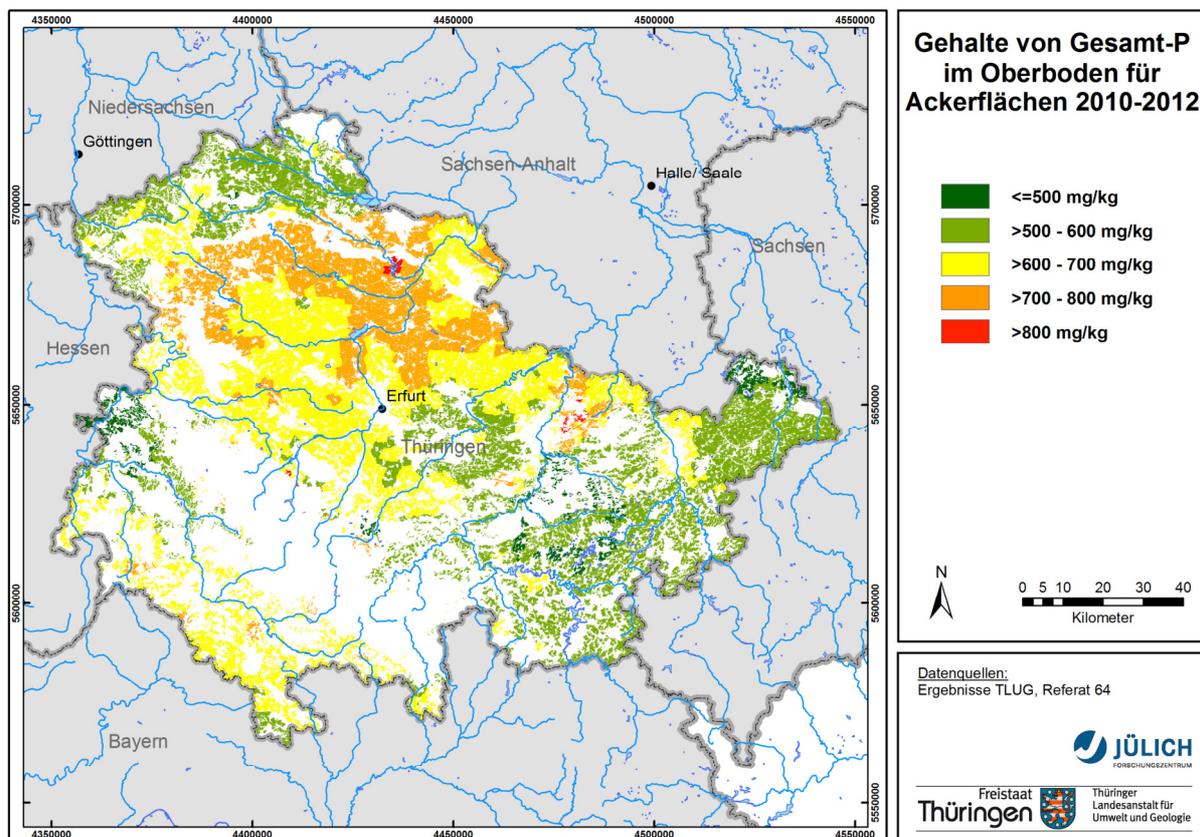


Abbildung 6-4: P_{gesamt} -Gehalte im Oberboden

Im Vergleich zu anderen Bundesländern ist der P-Gehalt im Oberboden Thüringens niedrig und entspricht am ehesten dem Wert für Sachsen-Anhalt. Als Hauptursache für die für Thüringen als auch für Sachsen-Anhalt abgeleiteten und - im Landesmaßstab - niedrigen P_{gesamt} -Gehalte wird die Ableitungsmethodik vermutet. Die von Fier und Schäfer (2007) für Niedersachsen entwickelten Regressionsbeziehungen zwischen P-CAL bzw. -DL und P_{gesamt} erzielen ein Bestimmtheitsmaß von lediglich 0,53. Nachfolgende Abbildung verdeutlicht die große Schwankungsbreite der Ergebnisse zum abgeleiteten P_{gesamt} -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 vorgelegten P-Gehalte können daher durchaus um ca. 50 % nach oben und unten variieren. Entsprechend groß ist die Unsicherheit der Ergebnisse.

In einem Vorhaben zur Sedimentbelastung des Altmühlsees (Tetzlaff 2014) wurde ein Vergleich von vier Verfahren zur Umrechnung von P-CAL in P_{gesamt} 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 P_{gesamt} -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.

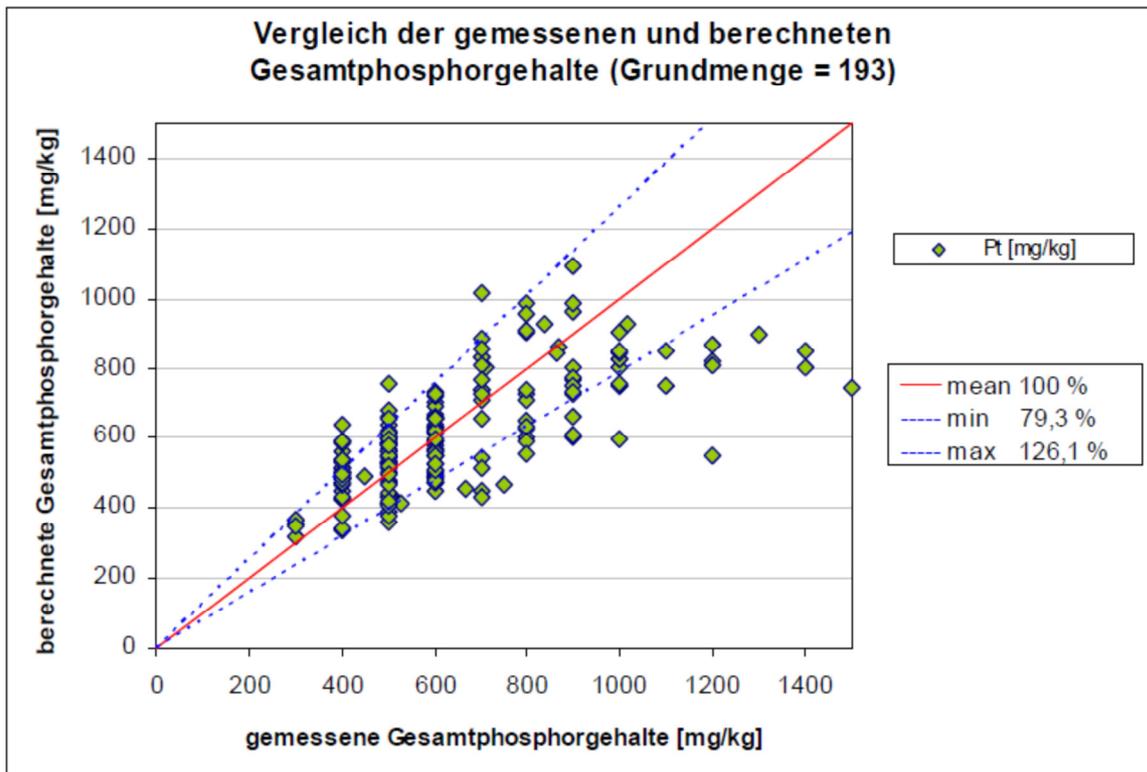


Abbildung 6-5: Vergleich der gemessenen und berechneten P_{gesamt} -Gehalte in Niedersachsen nach dem Verfahren von Fier und Schäfer (Fier u. Schäfer 2007)

6.5 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 5.2 verwiesen.

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 u. Voss 1979, Erpenbeck 1987, Mollenhauer 1987). Dies wird der abschirmenden Wirkung des Grases und den damit eingeschränkten Adsorptionsmöglichkeiten für gelöstes P zugeschrieben (Braun u. Leuenberger 1991).

Tabelle 6-4: 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 verschlammungs- oder sättigungsin-duziertem Oberflächenab-fluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,3-1,9	0,2	0,9
Grünland mit sättigungsin-duziertem Oberflächenab-fluss und Anschluss ans Gewässernetz	0,75-2,0	0,8	1,1

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

6.6 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 0,5 kg/(ha·a) die sich im Einklang mit Erkenntnissen aus Sachsen-Anhalt (Kuhr et al., 2013) bzw. Ansätzen von Behrendt et al. (1999) befindet.

7 Simulation der punktförmigen Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer

Zur vollständigen Abbildung der mittleren Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer ist es erforderlich, auch die Emissionen von Punktquellen zu erfassen. Unter Punktquellen werden hier Einträge aus kommunalen Kläranlagen, industriell-gewerblichen Direkteinleitern, Mischwasserentlastung, Bürgermeisterkanälen, Regenwasserkanalisation sowie aus Kleinkläranlagen verstanden.

7.1 Mittlere Einträge aus kommunalen Kläranlagen sowie industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Frachten von N_{gesamt} und P_{gesamt} im Ablauf kommunaler Kläranlagen wurden dem Forschungszentrum Jülich für die Jahre 2012-2013 von der TLUG zur Verfügung gestellt. Für industriell-gewerbliche Direkteinleiter konnten Ablauffrachten ebenfalls für die Jahre 2012 und 2013 verwendet werden. Damit war keine Ermittlung der N- und P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen bzw. industriell-gewerbliche Direkteinleiter mit dem Modell MEPhos erforderlich.

7.2 Modellierung der mittleren 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 u. 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 Rückstauereffekte 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 Regenabflusssumme 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. 7-1 berechnet (MUNLV 2003).

$$SF_{e,MS} = VQ_{r,MS} \cdot e_0 \cdot c_{NP,MS} \quad \text{Gl. 7-1}$$

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 N_{gesamt} bzw. P_{gesamt} im entlasteten Mischwasser	[mg/l]

Zunächst war zu klären, in welchen Gebieten Thüringens Mischwasserkanalisationen auftreten. Hierzu wurden dem FZ Jülich von der TLUG entsprechende Daten zur Verfügung gestellt. In der Datei „Uebersicht E Entsorgung über TK oder MK 2013.xlsx“ sind mit Stand 2013 für jede Gemeinde Einwohnerzahlen aufgeführt und dargelegt, wie viele Einwohner an die Kanalisationsform Mischkanalisation, Trennkanalisation oder Teilortskanalisation angeschlossen sind. Danach beträgt der Anteil von Mischkanalisationen ohne Teilortskanalisationen am gesamten Kanalnetz ca. 48%.

In die Berechnung der jährlichen Regenabflusssumme aus dem Mischsystem geht die mit GROWA für versiegelte Flächen modellierte mittlere Direktabflusshöhe, die auf versiegelten Flächen dem Oberflächenabfluss gleichgesetzt werden kann, ein. 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 Thüringens berechnet.

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 90% ausmacht. Durch Multiplikation der Gebietsgröße der Nutzungsklasse mit dem jeweiligen Versiegelungsgrad ergibt sich die befestigte Fläche, im Sinne des versiegelten Teils des urbanen Raums, der in Kanalisationen entwässert (auch als A_{red} bzw. $A_{E,b}$ bezeichnet).

Von der gesamten 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 Regenabflusssumme 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 Regenabflusssumme 1 l/(s·ha) angesetzt. Dies entspricht dem Mittelwert in ATV 128 (1992) im Nomogramm „Spezifisches Speichervolumen in Abhängigkeit von der Regenabflusssumme und der zulässigen Entlastungsrate“, Bild 13.

$$e_0 = \frac{H_1}{V_S + H_2} - 6 \quad \text{Gl. 7-2}$$

$$H_1 = \frac{4000 + 25 \cdot qr}{0,551 + qr} \quad \text{Gl. 7-3}$$

$$H_2 = \frac{36,8 + 13,5 \cdot qr}{0,5 + qr} \quad \text{Gl. 7-4}$$

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:

$$V_S = \frac{V_{MS}}{A_{red,MS}} \quad \text{Gl. 7-5}$$

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

Daten zu Speichervolumen und Einzugsgebietsgrößen von Sonderbauwerken wurden mit der Datei „RUEB in FIS 160113.xls“ dem FZ Jülich übergeben. Darin sind 2477 Datensätze zu Sonderbauwerken in allen Kanalsystemen im Stand 2013 enthalten. Aufgrund fehlender Daten sind zunächst 2420 Datensätze verwertbar. Die Daten haben jedoch im Vergleich zum Lagebericht Abwasser 2013 nur einen Umfang von ca. 30%. Von den 2477 Sonderbauwerken sind 1200 eindeutig dem Mischsystem zuzuordnen, 722 sind in Betrieb, 8 stillgelegt, 15 im Bau, 23 geplant und 432 ohne Angabe. Damit sind lediglich 737 Sonderbauwerke auswertbar (Summe aus „in Bau“ (Stand 2013) und „in Betrieb“).

Eine landesweit flächendeckende Ermittlung der Entlastungsrate e_0 ist auf Basis der zur Verfügung gestellten Daten nicht möglich. Für Gemeinden summierte Beckenvolumina und an Sonderbauwerke angeschlossene Einzugsgebietsflächen erreichen nur für 36 Gemeinden Werte >0 . Das spezifische Speichervolumen bewegt sich für die 36 Gemeinden zwischen 1,5 und 1782 m^3/ha . Mittelwert bzw. Median ergeben eine Spanne zwischen 8 und 10 m^3/ha , dies korrespondiert mit den 9,3 m^3/ha , die Fuchs et al. (2010) für Thüringen ausweisen.

Um für alle Gemeinden eine e_0 rechnen zu können, wird ein spezifisches Speichervolumen von 9,3 m^3/ha pauschal angesetzt. Damit ergibt sich eine mittlere e_0 von ca. 52% bei einer Spannweite von 46-64%. Entlastungsraten in dieser Größenordnung erscheinen hoch. Üblicherweise sind im Mittel Werte zwischen 25-35% zu erwarten. Die Ergebnisse wurden jedoch von der TLUG bestätigt.

Nach Gl. 6-2 muss zur Berechnung der mittleren Nährstoffeinträge auch die mittlere Konzentration von P_{gesamt} bzw. N_{gesamt} 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 Thüringen wurden Ergebnisse aus Untersuchungen des LAU Sachsen-Anhalt am RÜB/RRB Halle-Ost in den Jahren 2008-2010 verwendet. Hier wurden Nährstoffkonzentrationen im entlasteten Mischwasser gemessen. Danach ergeben sich mittlere Konzentrationen von 1,35 $\text{mg/l } P_{gesamt}$ und 10,1 $\text{mg/l } N_{gesamt}$ (LAU 2010, LAU 2011). Diese Werte liegen deutlich niedriger als bisher Literaturwerte, z.B. aus dem Datenpool nach Brombach/Fuchs: 1-1,5 $\text{mg/l } P_{gesamt}$ und 14,9 $\text{mg/l } N_{gesamt}$, bezogen auf Überlaufwasser Zentraleuropa oder MUNLV NRW (2010): 2 $\text{mg/l } P_{gesamt}$ und 8 $\text{mg/l } N_{gesamt}$.

7.3 Modellierung der mittleren Einträge aus Bürgermeisterkanälen

Angesichts der relativ großen Bedeutung von Bürgermeisterkanälen bzw. Teilortskanalisationen in Thüringen wird dieser Eintragspfad gesondert ausgewiesen. 242.473 Einwohner waren 2013 an Bürgermeisterkanäle angeschlossen. Dies entspricht einem Anteil von 11% aller Einwohner Thüringens. Die Nährstoffeinträge über Bürgermeisterkanäle ergeben sich aus der gemeindebezogenen Multiplikation der Zahl der Einwohner mit Anschluss an Teilortskanalisationen mit der in Gewässer eingeleiteten Fracht (siehe nachstehende Gleichung).

$$F_{\text{einleit}} = Ew \cdot 365 \cdot EF \quad \text{Gl. 7-6}$$

F_{einleit} = in Oberflächengewässer eingeleitete Fracht (g/a)
 Ew = Zahl der Einwohner
 EF = einwohnerspezifische Fracht, die in Oberflächengewässer eingeleitet wird (g/(E·d))

Die Fracht wird in Anlehnung an Eberhardt et al. (2007) mit $8,5 \text{ g}/(Ew \cdot d) N_{\text{gesamt}}$ und $0,92 \text{ g}/(Ew \cdot d) P_{\text{gesamt}}$ angenommen. Dies entspricht einer Reduktion von 16 % bzw. 50 % der Zulauffracht.

7.4 Modellierung der mittleren Einträge über Regenwasserkanäle

Unter dem Pfad Regenwasserkanalisation 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 Exkrememente. 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. Durch die TLUG konnten dem FZ Jülich entsprechende Daten im Stand 2013 auf Gemeindebasis zur Verfügung gestellt werden. Für die versiegelten Flächen einer Gemeinde 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 Konzentration ($P_{\text{gesamt}}, N_{\text{gesamt}}$) multipliziert (MUNLV 2006, Gl. 7-7).

$$FTK = \frac{Q_{\text{Dir, vers}} \cdot \left(\frac{A_{TK}}{100} \right) \cdot C_{P_{\text{ges}}}}{100} \quad \text{Gl. 7-7}$$

mit: F_{TK} = N,P-Einträge über Trennkanalisation [kg/(ha·a)]
 $Q_{\text{Dir, vers}}$ = 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 Thüringen stark unterschiedliche Bevölkerungsdichten und damit Belastungspotenziale aufweist (Abbildung 7-1). Es wird daher davon abgesehen, mit einer pauschalen Standard-Konzentration im Regenwasserablauf zu modellieren. Stattdessen werden drei räumliche Belastungskategorien unterschieden (Tabelle 7-1).

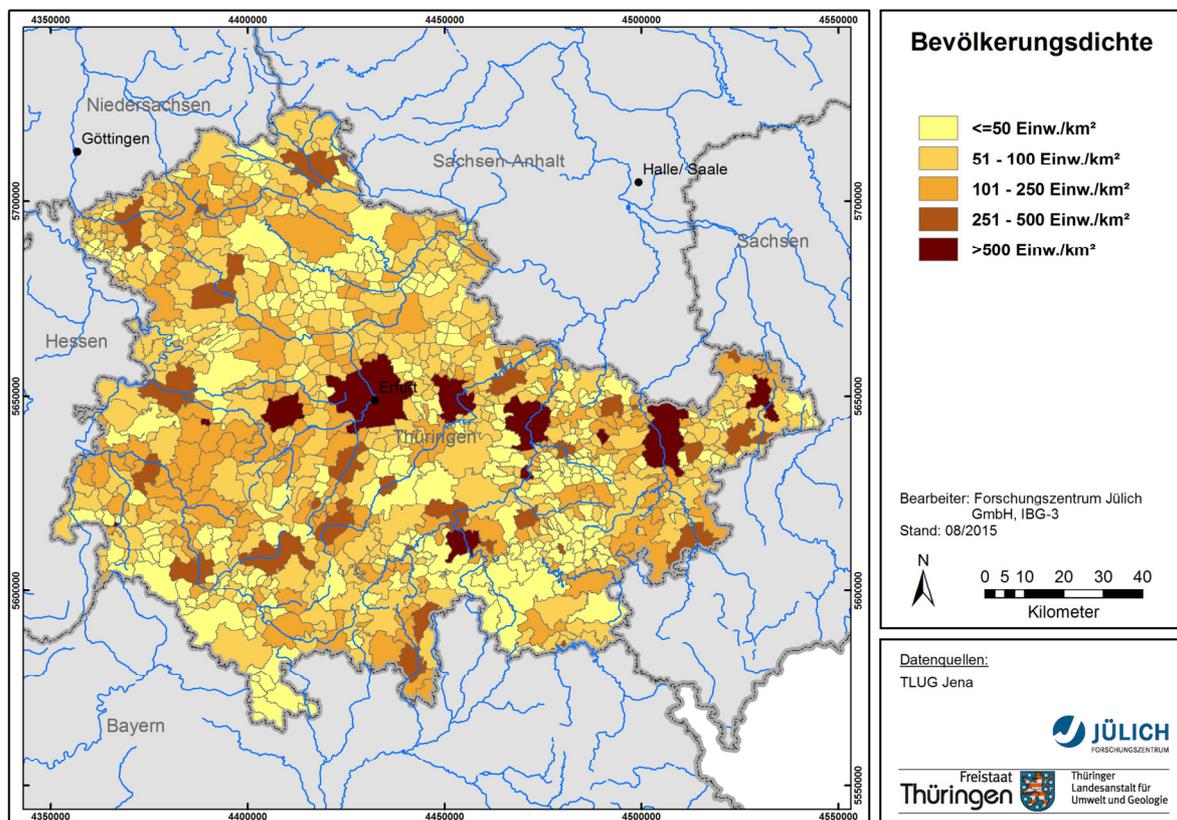


Abbildung 7-1: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2013

Tabelle 7-1: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen

Kategorie	Objektarten ATKIS DLM25	Konzentration P_{gesamt} (mg/l)	Konzentration N_{gesamt} (mg/l)
Wenig belastet	2111 Wohnbaufläche 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte ≤ 100 Ew. / km ²	0,25	3
Mittel belastet	2114 Fläche besonderer funktionaler Prägung 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte >100 und ≤ 500 Ew. / km ²	0,35	3,5
Stark belastet	2112 Industrie und Gewerbe Verkehr (3501, 3301, 3103 etc.) 2113 Mischnutzung in Gebieten mit Einwohnerdichte > 500 Ew. / km ²	0,5	4

Die Herkunftsgebiete „Mischnutzung“ werden entsprechend der Bevölkerungsdichte differenzierter betrachtet, weil in dieser ATKIS-Objektart im Original sowohl Wohngebäude u. land-

wirtschaftliche Gebäude im ländlichen Raum als auch innenstädtische verkehrsreiche Flächen in Erfurt und Jena 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 2010 (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 Thüringen als eher vergleichbar angesehen werden (Fischer et al. 2000).

7.5 Modellierung der mittleren Einträge aus Kleinkläranlagen

Daten zur Zahl der Einwohner mit Anschluss an Kleinkläranlagen auf Gemeindebasis sowie zu Kläranlagen-Bautypen auf Landkreisebene wurden dem FZ Jülich von der TLUG übergeben. Danach erfolgt die Abwasserbeseitigung von 22 % der Einwohner Thüringens dezentral über Kleinkläranlagen. An Bautypen werden Mehrkammergruben, vollbiologische Anlagen sowie Anlagen mit Versickerung ins Grundwasser unterschieden. Als Zulauffrachten werden $1,8 \text{ g}/(\text{Ew} \cdot \text{d}) P_{\text{gesamt}}$ bzw. $10 \text{ g}/(\text{Ew} \cdot \text{d}) N_{\text{gesamt}}$ angesetzt. Der vollbiologischen Kläranlage wird ein Wirkungsgrad von 60 %, der Mehrkammergrube von 40% unterstellt. Bei den Kleinkläranlagen mit Versickerung des geklärten Abwassers wird angenommen, dass von diesen Anlagen keine Emissionen für Oberflächengewässer ausgehen bzw. dass diese Emissionen im Eintragspfad Grundwasser bereits enthalten sind.

8 Datengrundlagen

Für die Modellanalysen mit den Modellen GROWA, DENUZ, WEKU und MEPhos werden zahlreiche flächendifferenzierte klimatische, hydrologische, pedologische, topographische und hydrogeologische Basisdaten (Tabelle 8-1) benötigt.

Tabelle 8-1: Datengrundlagen für die N-Modellierung in Thüringen.

Themen- gebiet	Datengrundlage	Datentyp	Quelle
Grunddaten	Verwaltungsgrenzen	Vektor	TLUG
Hydrographie	Fließgewässer, Seen	Vektor	TLUG
	Oberflächenwasserkörper	Vektor	TLUG
	Grundwasserkörper	Vektor	
Klima	Sommerniederschlag		Deutscher Wetterdienst Regionalisierung TLUG
	Winterniederschlag	Raster	
	Potenzielle Verdunstung (Wendling)		
Boden	effektive Durchwurzelungstiefe		Bodengeologische Kon- zeptkarte Thüringen 1:50.000
	nutzbare Feldkapazität		
	kapillare Aufstiegshöhe	Vektor	
	mittlerer Grundwasserstand		
	Staunässegrad		
Landnutzung	Bodenbedeckungskategorien	Vektor	ATKIS DLM 25
Hydrogeologie	Grundwasserführende Gesteinseinheiten	Vektor	HÜK 2000
	Grundwassergleichen	Vektor	TLUG
	Durchlässigkeitsklassen	Vektor	HÜK 200
	Flurabstand	Vektor	TLUG
Topographie	Hangneigung	Raster	DGM10 (LAGB)
	Hangexposition	Raster	
Dränagen	Dränierte landwirtschaftliche Flächen	Raster	Ableitung nach Tetzlaff et al. (2008)
Erosion	Sedimenteintrag Oberflächengewässer	Vektor	Ableitung nach Tetzlaff et al. (2013)
Hydrogeochemie	Grundwassergütedaten	dbf	TLUG
Oberflächen- gewässer	Einzugsgebietsgrenzen	Vektor	TLUG
	Tagesmittel der Abflüsse	dbf	
	Gütedaten Fließgewässer	dbf	TLUG
Punkteinträge	Kommunale Kläranlagen	Tabellen	TLUG
	Industriell-gewerbliche Direkteinleiter		
	Daten zu Kanalsystemen und Anschlussgräben, Kleinkläranlagen		

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 sind für die Modellierung des Wasserhaushaltes und der Verweilzeiten in Thüringen verwendeten Datengrundlagen zusammenfassend dargestellt. 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 100 m vereinheitlicht. Das Aufbereiten, Vorhalten und Darstellen der Daten erfolgte mit ARCGIS.

8.1 Diskretisierung der Datengrundlagen

Für die flächendifferenzierte Quantifizierung der N- und P- Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer in Thüringen 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 Thüringen vorhanden Datensätze wurden folgende Randbedingungen beachtet:

- Die Modellierung erfolgte unter Verwendung möglichst hoch aufgelöster, flächendeckend vorliegender digitaler Daten.
- Die hoch aufgelösten Daten mussten rationell verarbeitet werden können.
- 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 250 m 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 100 m den Informationsverlust von Karten im Maßstab 1:50.000 nur unwesentlich verringern, dafür den Rechenaufwand aber überproportional erhöhten, wurde ein 100 m Raster als optimal für die Untersuchungen in Thüringen angesehen. Somit wurde die Landesfläche Thüringens in ca. 16 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.

8.2 Klimatische Datengrundlagen

Alle klimatischen Datengrundlagen basieren auf Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der hydrologischen Periode 1971-2000:

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

Zur Verwendung dieser Daten für die Modellierungen wurde durch das Land Thüringen mit dem DWD eine Vereinbarung zur endgeltfreien Nachnutzung der Daten getroffen. In der TLUG erfolgte eine Regionalisierung bzw. Berechnung dieser Daten auf eine Rasterweite von 100 m x 100 m.

8.2.1 Niederschlagshöhe

In die Bestimmung der Wasserhaushaltsgrößen mit dem GROWA-Modell gehen die (unkorrigierten) mittleren Niederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr und die mittleren Niederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr ein.

Die in Abbildung 8-1 dargestellten mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Sommerhalbjahr der Periode 1971-2000 liegen in einem Bereich zwischen weniger als 200 mm/a und mehr als 450 mm/a.

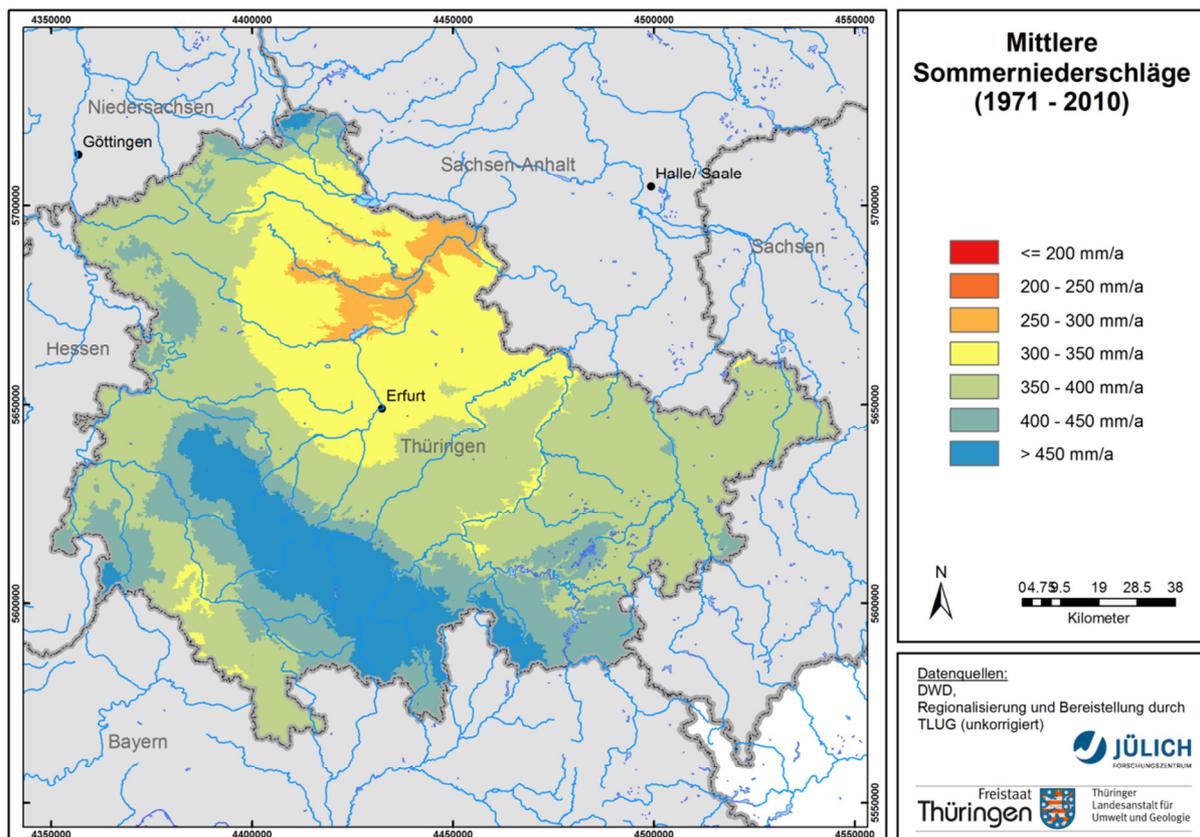


Abbildung 8-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000.

Aufgrund seiner im Vergleich zum Umland mit bis zu fast 1.000 m über NN exponierten Lage beeinflusst der sich im Süden Thüringens über etwa 150 km von Nordwest nach Südost er-

streckende Thüringer Wald die Niederschläge in Thüringen maßgeblich. Infolge der überwiegend von Südwesten bis Nordwesten einfließenden Meeresluft kommt es in den wetterexponierten Kammlagen des Thüringer Waldes zu Steigungsregen. Im hydrologischen Sommerhalbjahr liegen diese bei mehr als 450 mm/a. Der Luv-Effekt, also die Hebung von Luftmassen aufgrund der morphologischen Gegebenheiten, macht sich daher deutlich bemerkbar. Im gesamten, im Regenschatten des Thüringer Waldes gelegenen Thüringer Beckens liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Sommerhalbjahr deshalb relativ gleichförmig bei weniger als 300 mm/a. In den übrigen Landesteilen Thüringens liegen die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Sommerhalbjahr relativ gleichförmig zwischen ca. 350 mm/a und ca. 400 mm/a.

Abbildung 8-2 zeigt die mittleren jährlichen Niederschlagshöhen im Winterhalbjahr im Bezugszeitraum (1971-2000). Im Thüringer Wald werden auch im hydrologischen Winterhalbjahr Niederschlagshöhen über 450 mm/a erreicht. Für die Landesteile Thüringens im Windschatten des Thüringer Waldes liegen die Niederschlagshöhen zwischen weniger als 200 mm/a und 300 mm/a. Die Niederschlagshöhe im hydrologischen Winterhalbjahr (November bis April) ist dort daher im Mittel geringer als die des hydrologischen Sommerhalbjahres (Mai bis Oktober). Somit fällt im Thüringer Becken die niederschlagsärmste Zeit mit der Zeit des geringsten Verdunstungspotenzials zusammen.

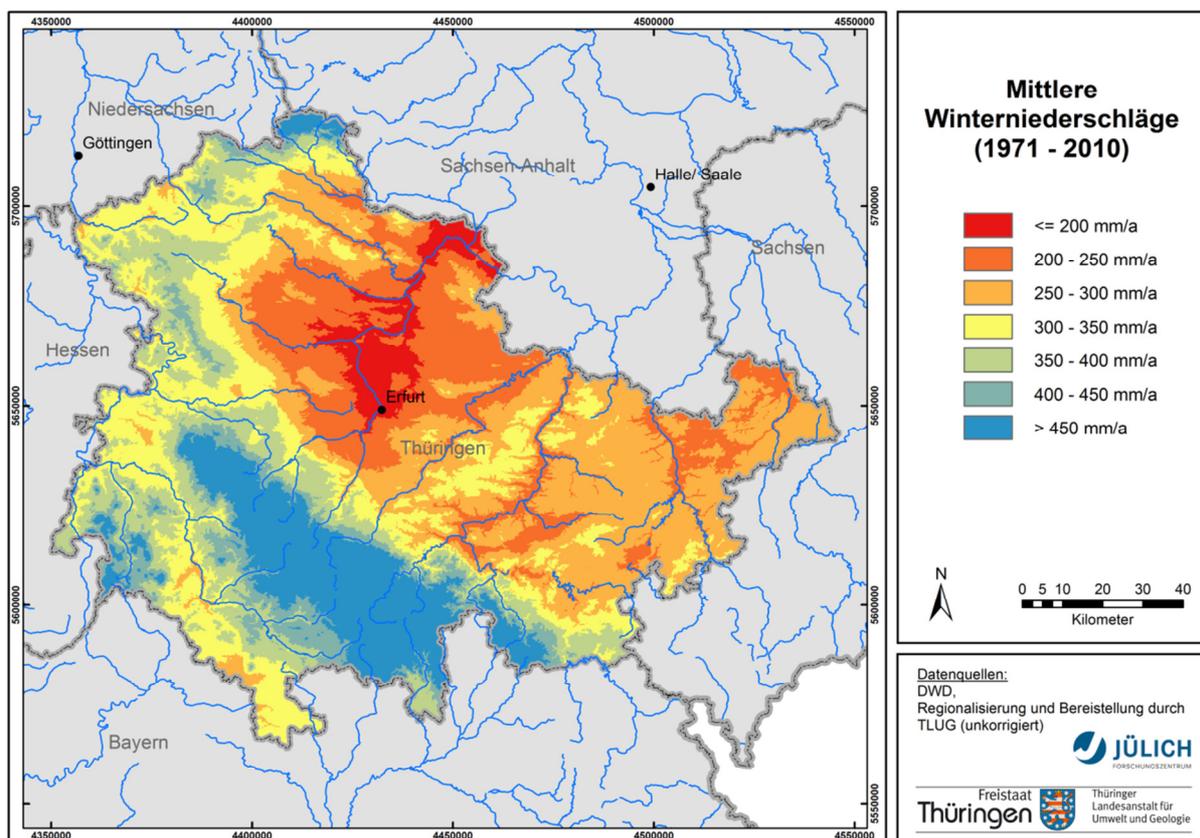


Abbildung 8-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000

8.2.2 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 von der TLUG nach Allen (1989) abgeleitete und regionalisierte Daten zur potenziellen Verdunstung verwendet.

Abbildung 8-3 zeigt die jährlichen potenziellen Verdunstungshöhe in Thüringen. 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. In weiten Teilen Thüringens liegen die potenziellen Verdunstungshöhen zwischen 500 mm/a und 600 mm/a. Im Kernbereich des Thüringer Beckens und im Osterland werden Werte von über 600 mm/a erreicht. Der Höhenzug des Thüringer Walds macht sich durch einen leicht fallenden Temperaturgradienten bemerkbar, welcher in den Kammlagen für potenzielle Verdunstungshöhen von unter 500 mm/a verantwortlich ist.

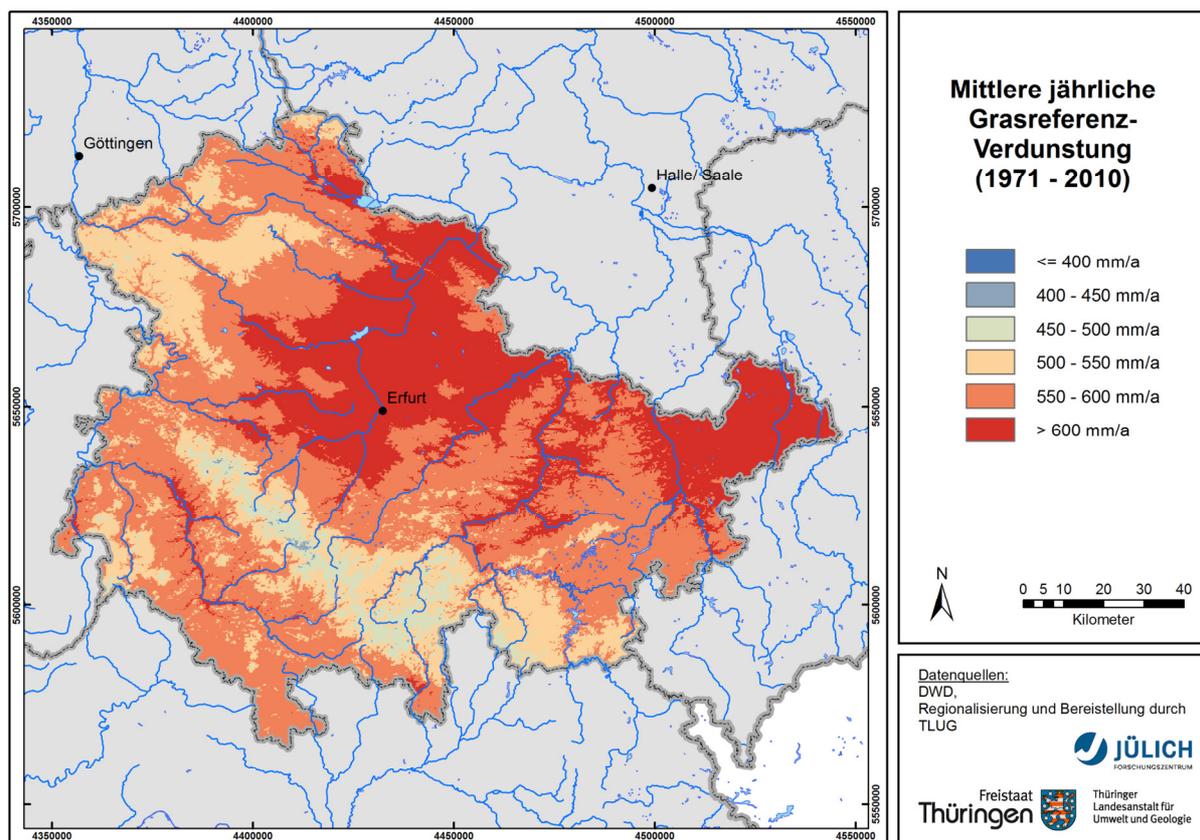


Abbildung 8-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1971 bis 2000

8.3 Daten zur Bodenbedeckung

Grundlage dieser Karte ist das einheitlich vorliegende Digitale Landschaftsmodell DLM25 des ATKIS (siehe Abbildung 8-4). Mit dem Digitalen Landschaftsmodell DLM 25 (2. Ausbau-

stufe) 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. Abbildungen 8-4 und 8-5 zeigen die Häufigkeitsverteilung und räumliche Verteilung der Landnutzungstypen in Thüringen.

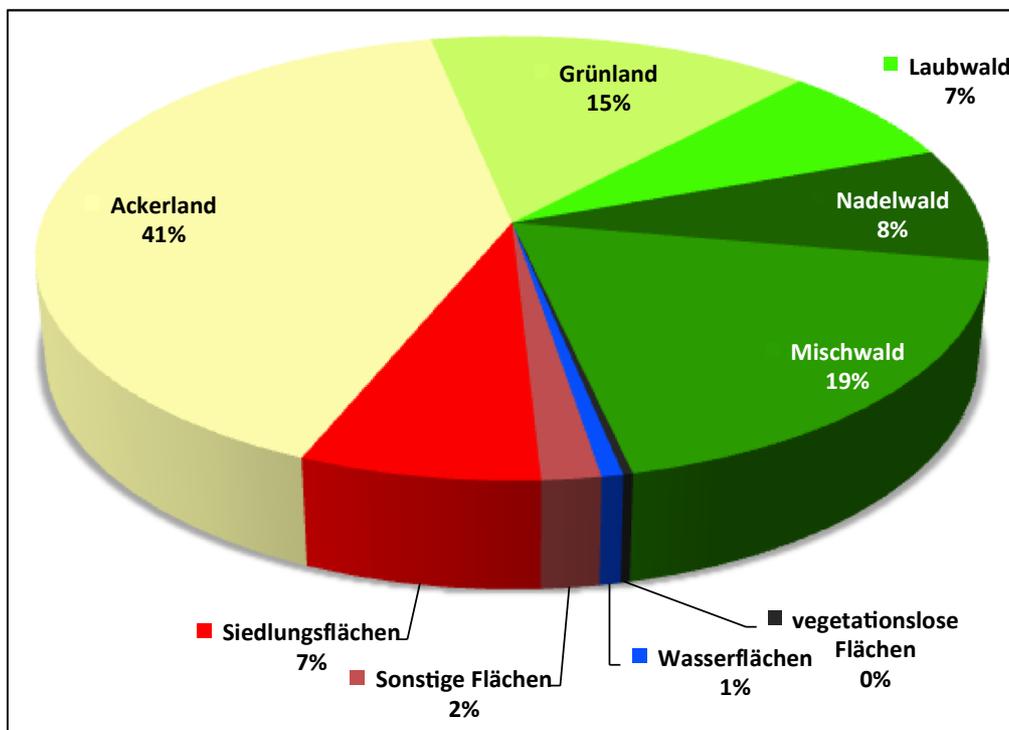


Abbildung 8-4: Häufigkeitsverteilung der Landnutzungsgruppen

Allein 3 Landnutzungskategorien bedecken danach fast 90% der Gesamtfläche. Der größte Anteil der Bodenbedeckung entfällt auf die Kategorie „Ackerland“. Mehr als 41% des Bundeslandes wird durch die Landnutzungsgruppe „Ackerland“ vertreten. Die Waldkategorien „Laubwald“, Nadelwald und „Mischwald“ nehmen zusammen mit 34% den zweitgrößten Anteil an der Landnutzung ein. Diese Landnutzungsgruppe konzentriert sich auf den Thüringer Wald und das Thüringer Schiefergebirge, sowie die Kuppenrhön, die Norderrhön und das Holzland. Die Bodenbedeckungskategorie „Grünland“ tritt demgegenüber mit ca. 15% zurück. Thüringen ist mit 2,2 Mio. Einwohnern ein Bundesland mit einer nur geringen Bevölkerungsdichte (ca. 133 Einwohnern pro km²). Versiegelte Flächen nehmen daher mit nur 7% einen entsprechend geringen Flächenanteil ein.

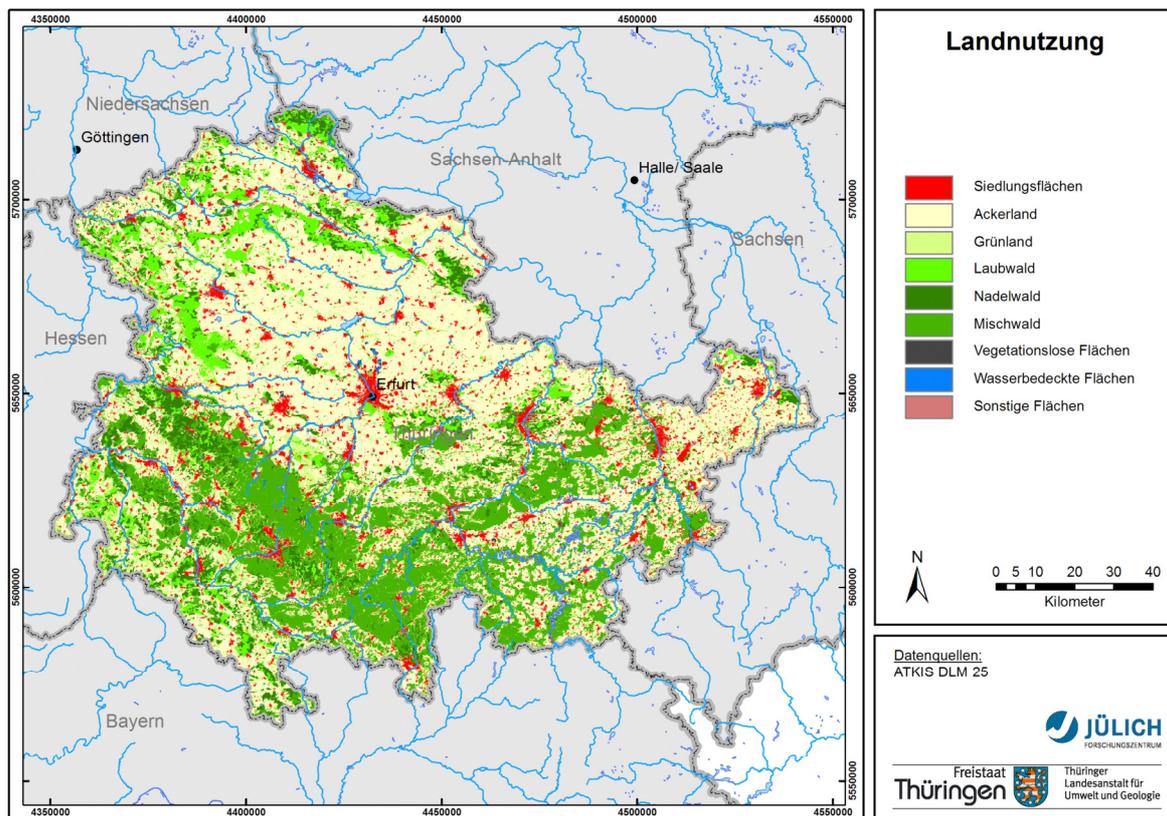


Abbildung 8-5: Landnutzungskategorien nach ATKIS DLM 25

8.4 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 Bodengeologische Konzeptkarte von Thüringen 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. Die Ableitung der für die Modellierung benötigten bodenhydrologischen Parameter erfolgte in der TLUG nach den in der Methodendokumentation Bodenkunde beschriebenen Verfahren (Hennings, 2000).

8.4.1 Staunässe

Die Staunässestufe beschreibt die Art und den Grad der Vernässung stau- und haftwasserbeeinflusster Böden bezogen auf das gesamte Bodenprofil. Der in Abbildung 8-6 dargestellte Vernässungsgrad wurde von der TLUG 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 (Hennings, 2000) Staunässestufen zugewiesen wurden.

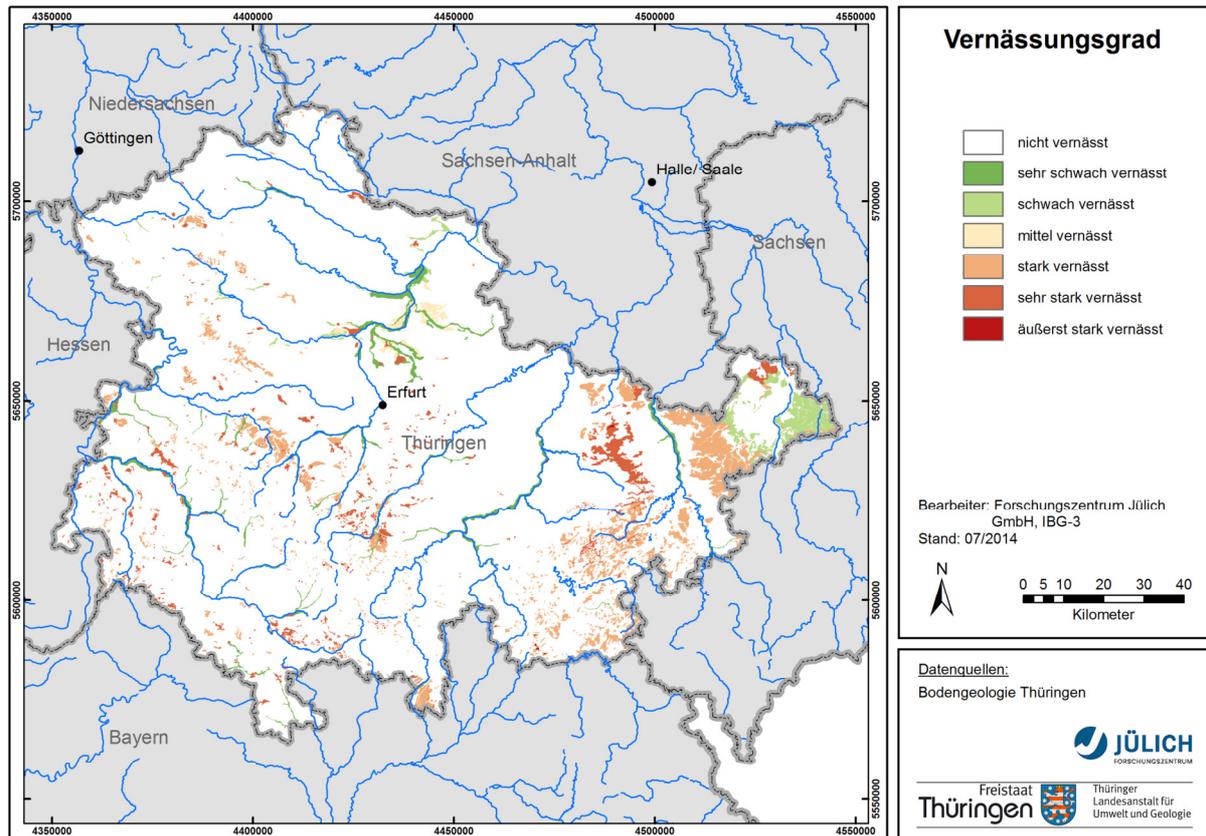


Abbildung 8-6: Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden

Aus Abbildung 8-6 geht hervor, dass im gesamten Bundesland nicht vernässte Böden überwiegen. Böden mit sehr schwachen Vernässungen und schwachen Vernässungen treten in größerer Verbreitung nur in den Pseudogleyen im östlichen Osterland und in den Niederungsbereichen des Einzugsgebiets der Unstrut nördlich von Erfurt auf. Kleine Bereiche von mittel und stark bzw. sehr stark vernässten Böden treten -außer im Kernbereich des Thüringer Beckens- landesweit auf. Großflächig sind sie aber nur im Altenburger Land und im Holzland verbreitet.

8.4.2 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.

Der in der Bodengeologischen Konzeptkarte 1:50.000 angegebene mittlere langjährige Grundwasserhochstand (MHGW) wurde hierbei in den mittlere langjährige Grundwasserstand (MGW) umgewandelt, siehe Abbildung 8-7. Kurzzeitige Schwankungen wurden dagegen nicht berücksichtigt.

Wie aus Abbildung 8-7 hervorgeht, treten in Thüringen Flächen mit einem Flurabstand von mehr als 2 m deutlich hervor. Lediglich in den Flussauen sowie in Niederungsregionen entlang der Unstrut treten größere zusammenhängende Gebiete mit Flurabständen unter 2 m auf.

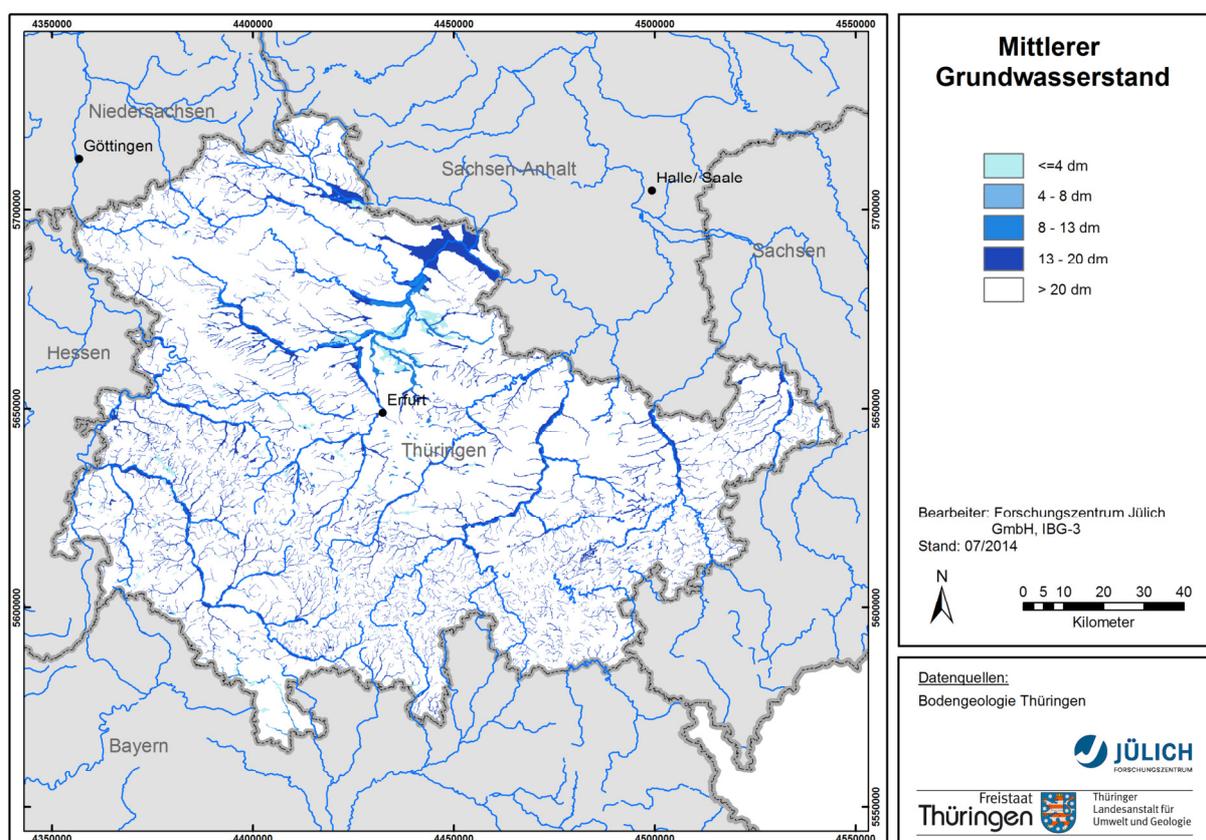


Abbildung 8-7: Mittlerer Grundwasserstand

8.4.3 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 Skelettan-

teil (ohne nutzbare Feldkapazität) bzw. durch Zuschläge für die Humusgehalte. Die Abbildung 8-8 zeigt die Karte der aus der Bodengeologischen Konzeptkarte 1:50.000 von der TLUG nach dem in Hennings (2000) beschriebenen Verfahren abgeleiteten Werte der nutzbaren Feldkapazität in Thüringen.

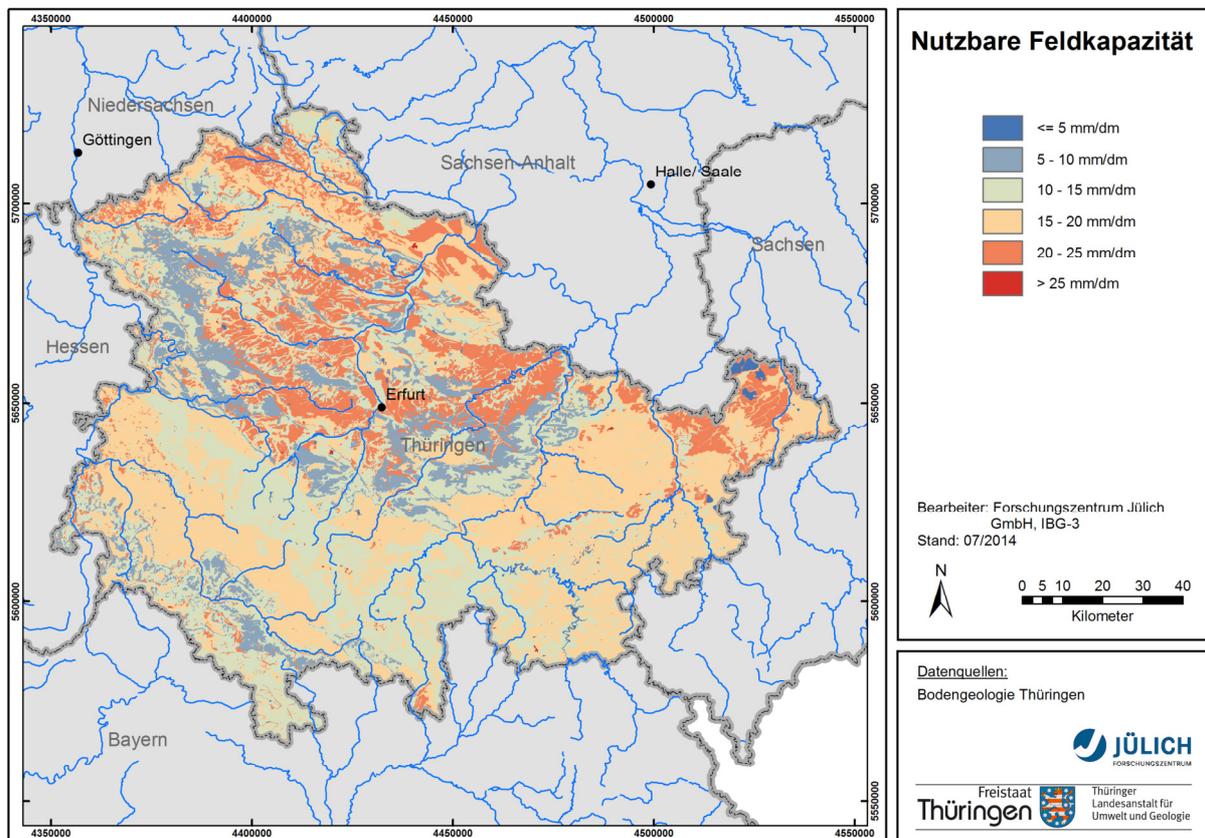


Abbildung 8-8: Nutzbare Feldkapazität der Böden

Aus Abbildung 8-8 geht hervor, dass in den Schwarzerden im Zentralteil des Thüringer Beckens nutzbare Feldkapazitäten über 20 mm/dm erreicht werden. Werte unter 5 mm/dm bleiben im Wesentlichen auf die Pararendzinen in den Randbereichen des Thüringer Beckens beschränkt, wie z.B. auf die Höhenzüge von Hainich und den Dün. In den Braunerden des mesozoischen Buntsandsteinhügelländern, wie z.B. im Südthüringer Buntsandstein-Waldland, im Nordthüringer Buntsandsteinland und der Saale-Sandplatte, überwiegen dagegen nutzbare Feldkapazitäten zwischen 15 und 20 mm/dm. Mit nutzbaren Feldkapazitäten in einer Größenordnung von 10-15 mm/dm bewegen sich die der Braunerden im Thüringer Wald und im Thüringer Schiefergebirge.

8.4.4 Effektive Durchwurzelungstiefe

Der Datensatz zur effektiven Durchwurzelungstiefe (Abbildung 8-9) wurde von der TLUG landnutzungsabhängig für die Landnutzungskategorien Ackerland, Grünland und Wald ausgewiesen. Zur räumlichen Differenzierung der Landnutzung wurde der ATKIS DLM 25 Datensatz genutzt.

Aus Abbildung 8-9 geht hervor, dass im Thüringer Becken und im östlichen Thüringer Schiefergebirge bzw. dem Vogtland effektive Durchwurzelungstiefen zwischen 10 und 12 dm auftreten. In den übrigen Landesteilen liegen die Durchwurzelungstiefen je nach vorherrschendem Grundwasserflurabstand und vorherrschender Bodenart zwischen 6 und 10 dm. So fallen die Durchwurzelungstiefen in den stärker sandhaltigen Braunerden der Buntsandsteinhü-

gelländer mit weniger als 8 dm geringer aus, als die Durchwurzelungstiefen in den Braunerden des Thüringer Waldes und im Thüringer Schiefergebirge, die sich bei gleicher Landnutzung auf einem lehmhaltigeren Ausgangssubstrat ausgebildet haben.

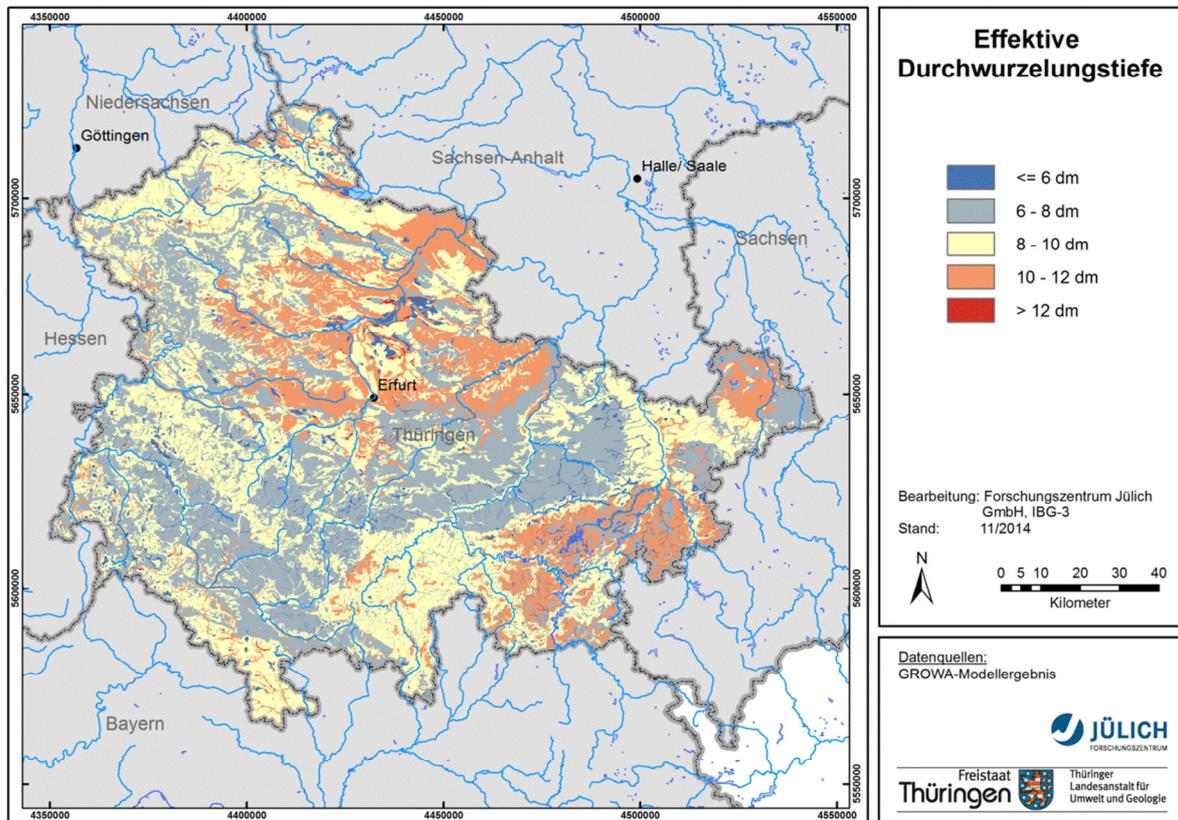


Abbildung 8-9: Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden

8.4.5 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 von der TLUG nach Hennings (2000) aus dem Datensatz Bodengeologie Thüringen abgeleitet und für die Arbeiten im Projekt zur Verfügung gestellt (vgl. Abbildung 8-10).

Die räumliche Verteilung der von kapillarem Aufstieg betroffenen Standorte überschneidet sich mit der Verteilung der grundwasserbeeinflussten Standorte (siehe Abbildung 8-7), da der kapillare Aufstieg an niedrige Flurabstände gebunden ist. So sind in den grundwasser-nahen Niederungsgebieten des Saaletals kapillare Aufstiegshöhen >150 mm keine Seltenheit. In den Tälern des Thüringer Waldes und des Thüringer Schiefergebirges liegen die kapillaren Aufstiegshöhen etwas geringer, d.h. im Bereich zwischen 50 und 150 mm. In den übrigen Landesteilen ist aufgrund der überwiegend hohen Flurabstände nur lokal ein kapillarer Aufstieg zu erwarten.

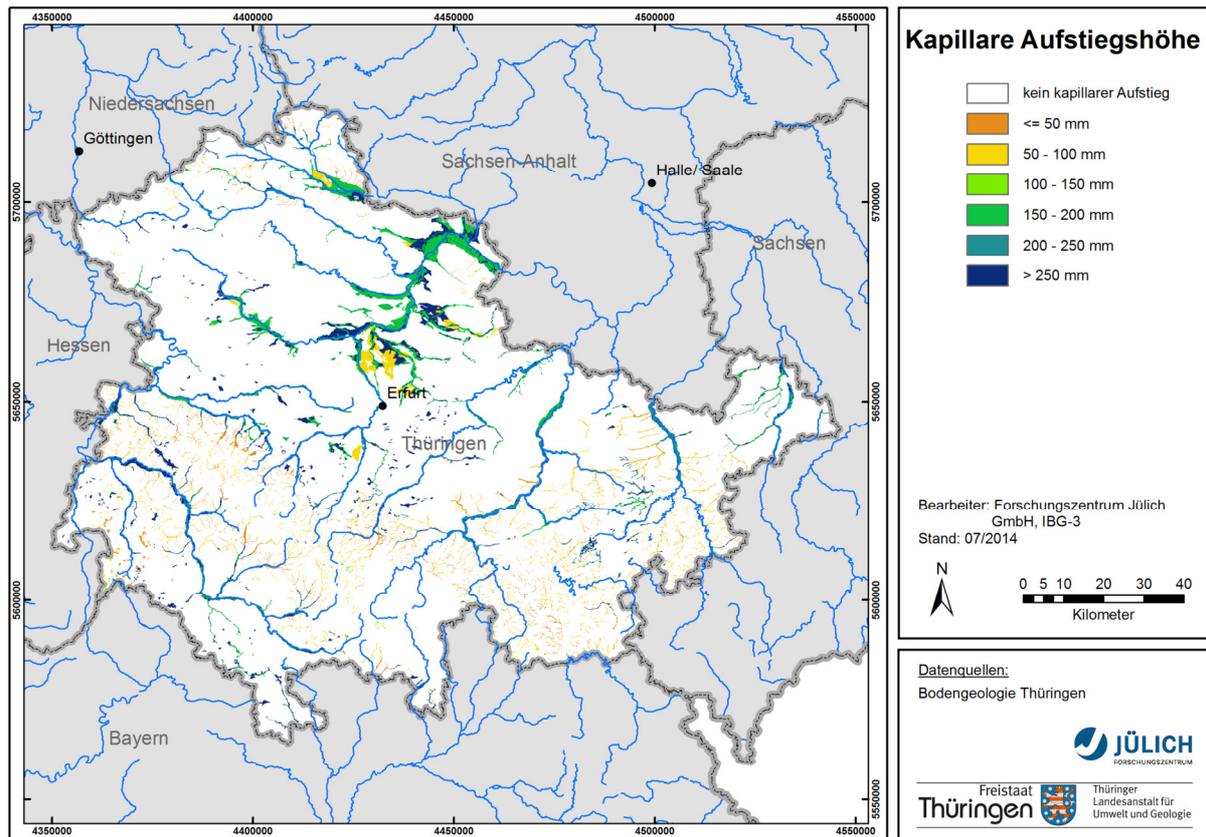


Abbildung 8-10: Mittlere kapillare Aufstiegshöhe der Böden

8.4.6 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 8-11). Abgeleitet wurde die pflanzenverfügbare Bodenwassermenge im effektiven Wurzelraum in der TLUG nach der in Hennings (2000) beschriebenen Vorgehensweise.

Aus Abbildung 8-11 geht die auf diese Weise ermittelte pflanzenverfügbare Wassermenge des effektiven Wurzelraums hervor. Die Regionen mit hoher pflanzenverfügbarer Wassermenge (>200 mm) befinden sich im Thüringer Becken und im Vogtland, wobei im Schwarzerdegebiet fast flächendeckend pflanzenverfügbare Wassermengen des effektiven Wurzelraums > 250 mm auftreten. Die Braunerden der Buntsandstein-Hügelländer sowie des Thüringer Waldes und des Thüringer Schiefergebirges weisen pflanzenverfügbare Wassermengen des effektiven Wurzelraums zwischen 125-175 mm auf. Mit 100-125 mm zeigen die Verbreitungsgebiete von Pararendzinen, d.h. die Muschelkalk-Platten und -Bergländer deutlich geringere pflanzenverfügbare Wassermengen des effektiven Wurzelraumes.

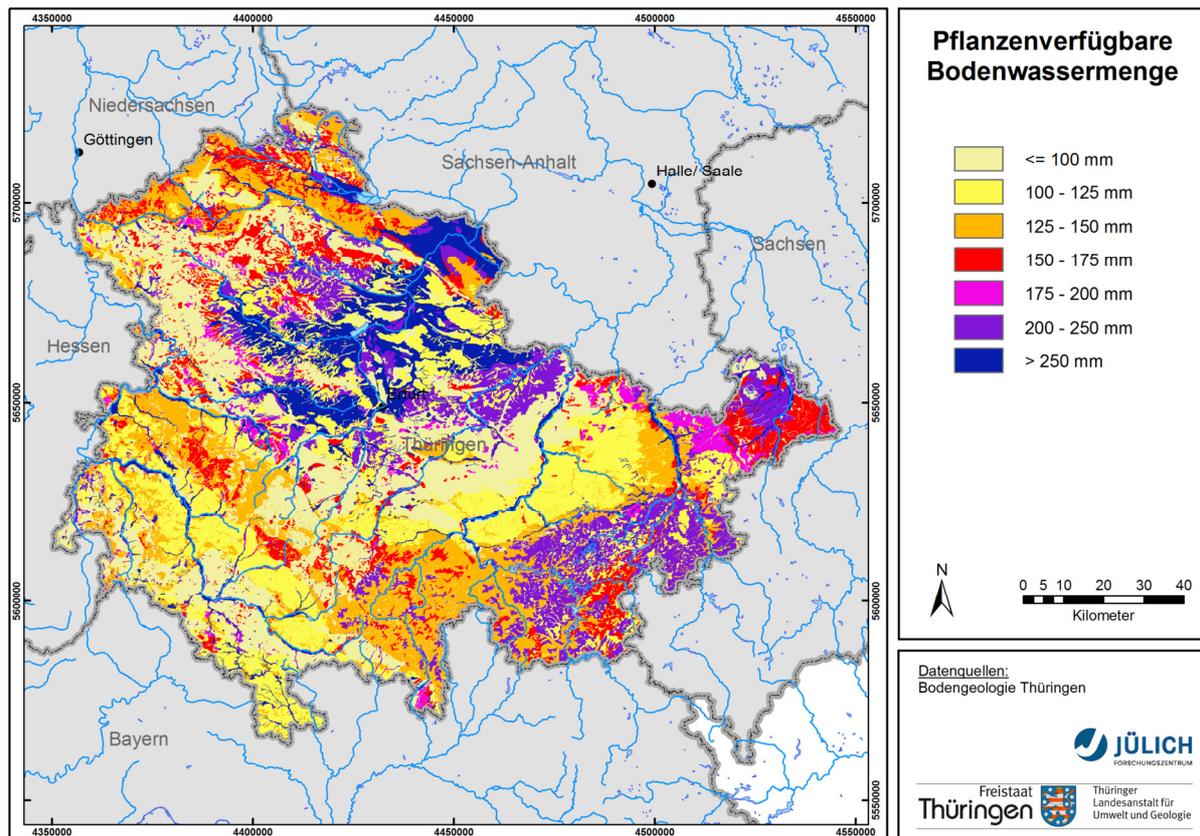


Abbildung 8-11: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge der Böden

8.5 Potenziell 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 im FZJ ein Verfahren zur Ableitung der potenziell künstlich entwässerten Flächen entwickelt (Tetzlaff et al., 2008), das auf flächendeckend vorliegenden Informationen zum Bodentyp, zum Grundwasserflurabstand, zum Vernässungsgrad, zur Bodennutzung und zum Gewässernetz beruht.

Aufgrund von Boden- und Landnutzungsverhältnissen kann die Intensität der Dränung variieren. Dies wird bei der Wasserhaushaltsmodellierung durch die Kalibrierung an gemessenen Abflussdaten berücksichtigt, wobei sich die Kalibrierung jedoch in dem Rahmen zu bewegen hat, der durch Literaturangaben zu veröffentlichten Messergebnissen belegt ist. Eine Literaturauswertung wurde zur Überprüfung der für Dränstandorte kalibrierten Basisabflussanteile (*BFI*, der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) durchgeführt (Tetzlaff, 2006). Sie hat ergeben, dass die meisten Dränabflussanteile bei 70 bis 80% liegen, d. h. die *BFI*-erreichen Werte zwischen 20 und 30% (0,2 bis 0,3).

Den nach der Methode von Tetzlaff et al. (2008) abgeleitete Datensatz zur potenziell künstlich entwässerten Flächen zeigt Abbildung 8-12.

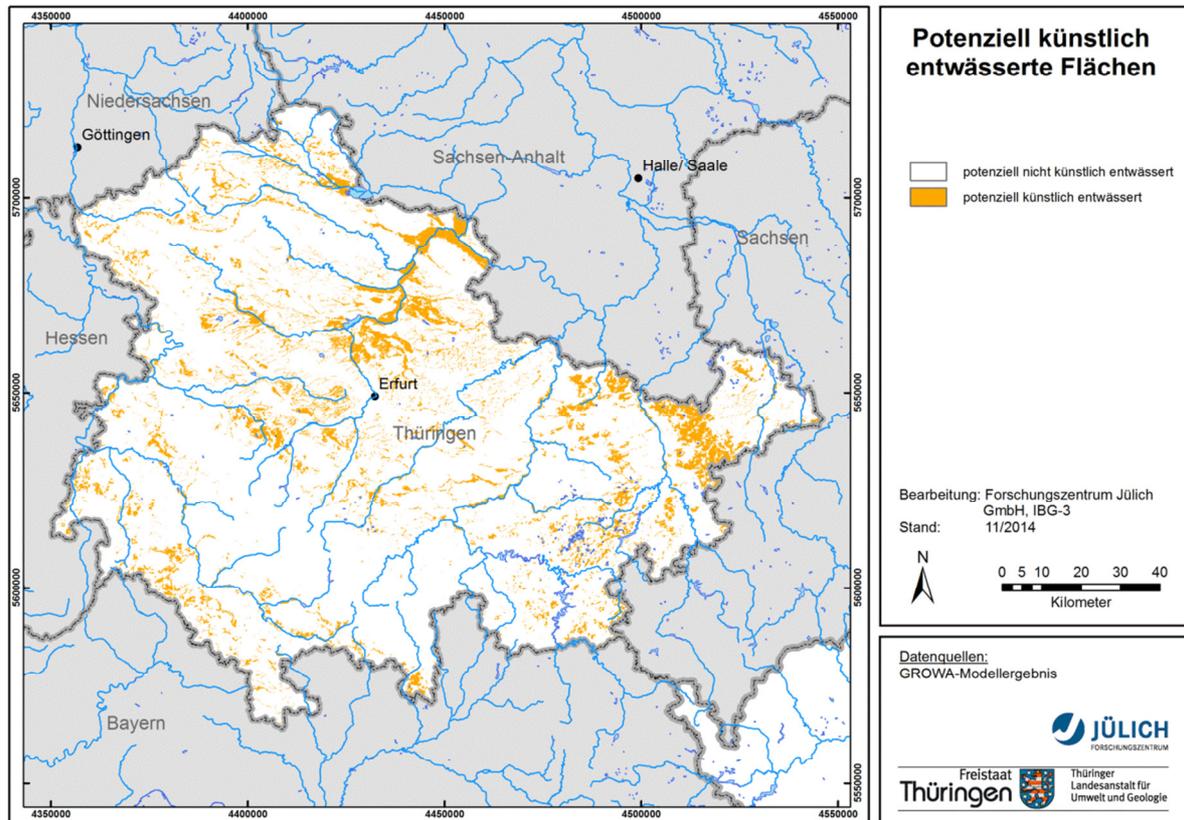


Abbildung 8-12: Potenziell gedränzte Flächen

Aus Abbildung 8-12 geht hervor, dass im gesamten Bundesland potenziell nicht künstlich entwässerte Böden überwiegen. Böden mit künstlich entwässert Flächen treten in größerer Verbreitung nur in den Pseudogleyen im östlichen Osterland und in den Gleyen der Niederrungsbereiche des Einzugsgebiets der Unstrut nördlich von Erfurt auf. Kleine Bereiche mit potenziell gedränzten Flächen treten im gesamten Thüringer Becken auf. Keine potenziell künstlich entwässerten Flächen treten großflächig im Thüringer Wald und im Thüringer Schiefergebirge auf.

8.6 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 8-13 zeigt zunächst eine Übersicht über die in Thüringen auftretenden grundwasserführenden Gesteinseinheiten. Zur Erstellung der Karte der grundwasserführenden Gesteinseinheiten wurden die 179 in der HÜK 200 aufgeführten Einheiten (Kartiereinheit¹) nach petrografischen Gesichtspunkten (grob) in die 10 in Abbildung 8-13 dargestellten grundwasserführenden Gesteinseinheiten klassifiziert.

Quartäre Ablagerungen, in denen sich Grundwasserleiter ausgebildet haben, treten nur in den Tälern größerer Flüsse auf (z.B. Saale). Mehr als 95% des Landes bestehen dagegen aus Festgestein. Der sich steil aus dem Umland erhebende Thüringer Wald besteht aus paläozoischen Tonschiefern und Plutoniten (Granit). Im sich südlich anschließenden Thüringer Schiefergebirge sind vor allem ordovizische und kambrische Tonschiefer gesteinsbildend, die nach Osten im Oberland und im Frankenwald in karbonische Grauwacken übergehen. An

die östlichen Ausläufer des Thüringer Schiefergebirges schließt sich das Vogtland an, welches aus teilweise metamorphen Tonschiefern, Phylliten und Gneisen besteht.

Von drei Seiten ist der Thüringer Wald von mesozoischen Gesteinen umgeben, im Nordosten vom Thüringer Becken, im Westen von der aus Buntsandstein und Muschelkalk aufgebauten Hessischen Senke und im Südwesten von einem aus Schluff- und Tonsteinen des Keupers bestehenden Bereich, der zum Süddeutschen Schichtstufenland gehört.

Im Zentralteil des Thüringer Beckens befinden sich Ton- und Schluffsteine aus dem Keuper, über die sich zum Teil mächtige Löß- und Lößderivate abgelagert haben. Nach Nordwesten und Südosten schließen sich ältere mesozoische Gesteinsformationen an, d.h. Karbonatgesteine aus dem Muschelkalk und Sandsteine aus dem Buntsandstein. Die aus Sedimenten des Zechsteins bestehende Umrahmung des Buntsandsteins im Norden und Südosten des Thüringer Beckens markiert den Übergangsbereich zu den angrenzenden Mittelgebirgen, d.h. dem Thüringer Schiefergebirge und dem Vogtland im Südosten und dem aus paleozoischen Gesteinen aufgebauten Harz im Norden.

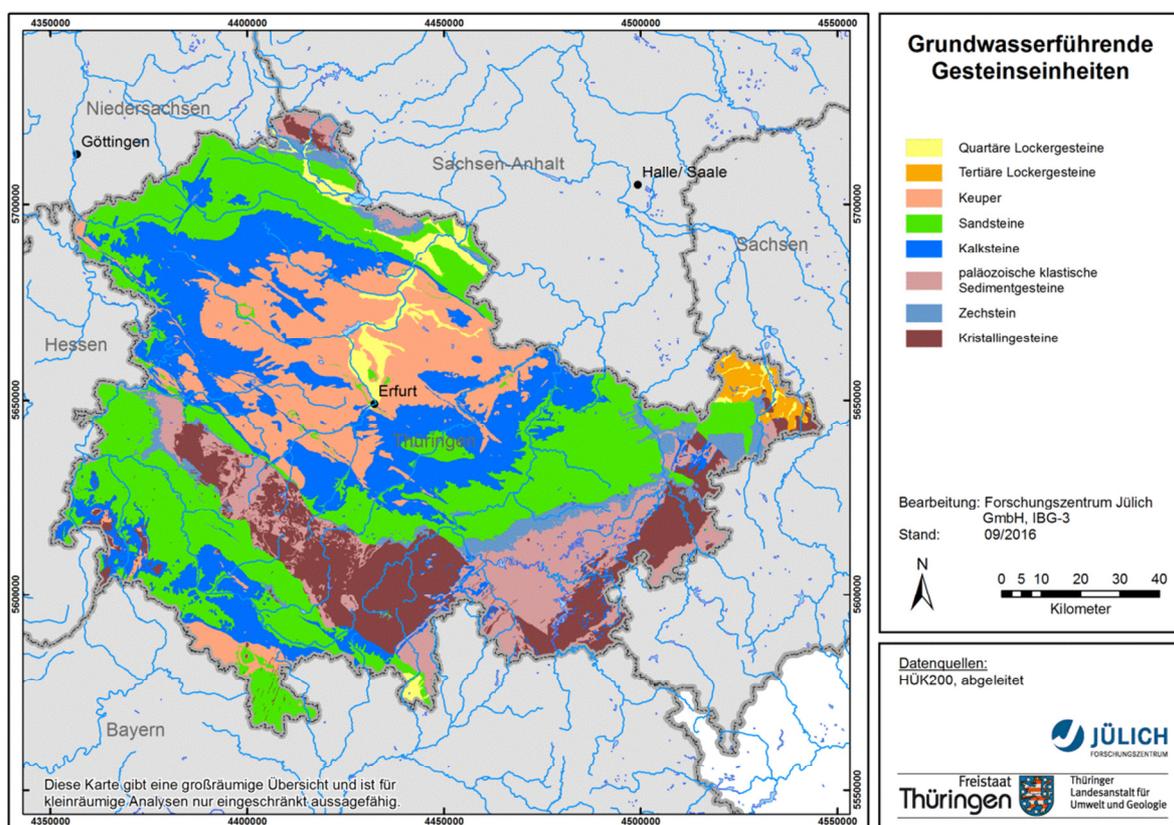


Abbildung 8-13: Grundwasserführende Gesteinseinheiten

8.6.1 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 8-14 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 zeigt die Durchlässigkeitsbeiwerte der Aquifere in Thüringen. Die Mittelwerte der Durchlässigkeitsbeiwerte der meisten mesozoischen Festgesteine liegen in einem Bereich zwischen 10^{-4} und 10^{-6} m/s. Die für die paläozoischen Gesteinsfolgen ausgewiesenen Werte sind im Allgemeinen geringer und liegen unterhalb von 10^{-6} m/s. Bei den wenigen in Thüringen auftretenden Lockergesteinsaquifere liegen die K-Werte generell über 10^{-4} m/s.

In vielen Gebieten des Thüringer Beckens 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.

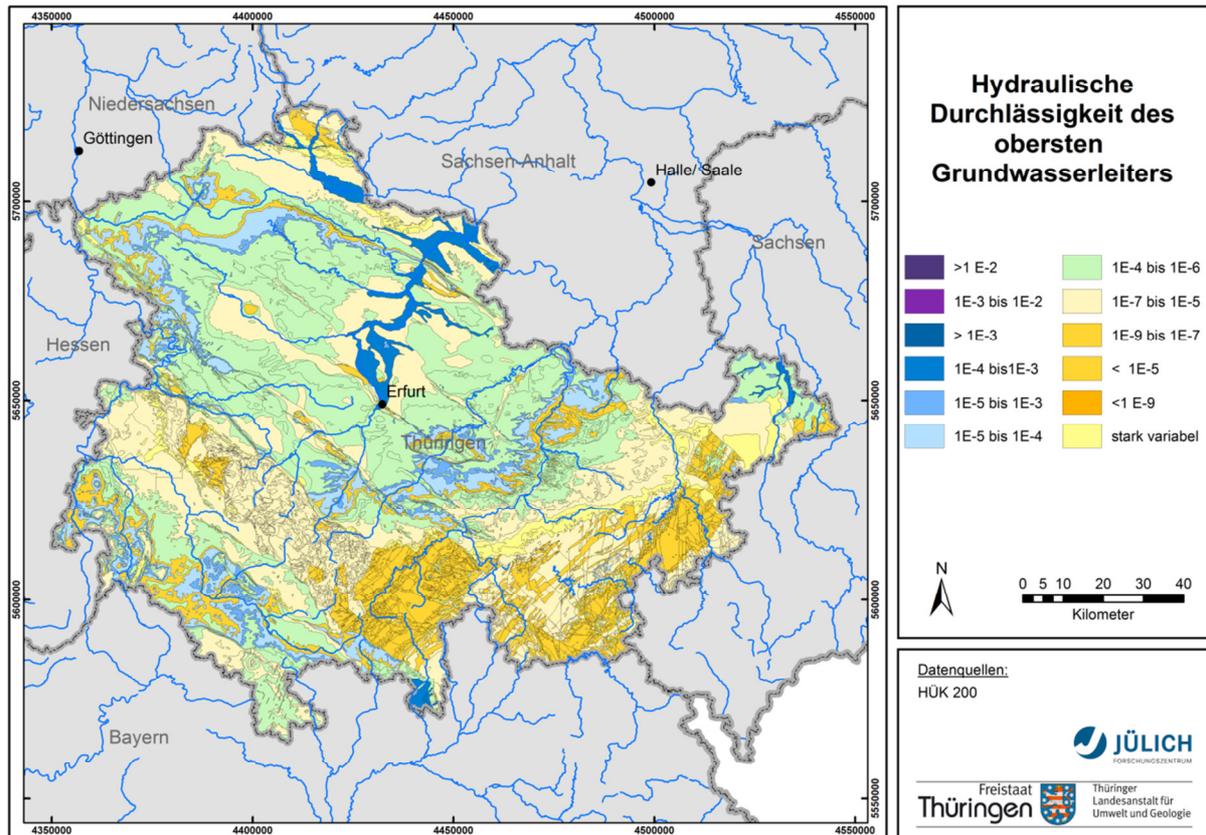


Abbildung 8-14: Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers

8.6.2 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 abgeleitet. Für die Festgesteinsbereiche beruhte die Zuordnung auf Literaturwerten aus der Arbeit von Wendland et al. (2010), vgl. Tabelle 8-2:

Tabelle 8-2: Nutzbare Hohlräume 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 8-15 zeigt die nutzbaren Hohlräume der Aquifere in Thüringen. Danach ergeben sich für die paläozoischen klastischen Sedimentgesteine nutzbare Hohlräume von weniger als 1%, während für die mesozoischen Festgesteine in Abhängigkeit vom Gesteinstyp nutzbare Hohlräume zwischen 1 und 5% ausgewiesen wurden. Nur für die wenigen Lockergesteinsbereiche werden nutzbare Hohlräume von mehr als 5% ausgewiesen.

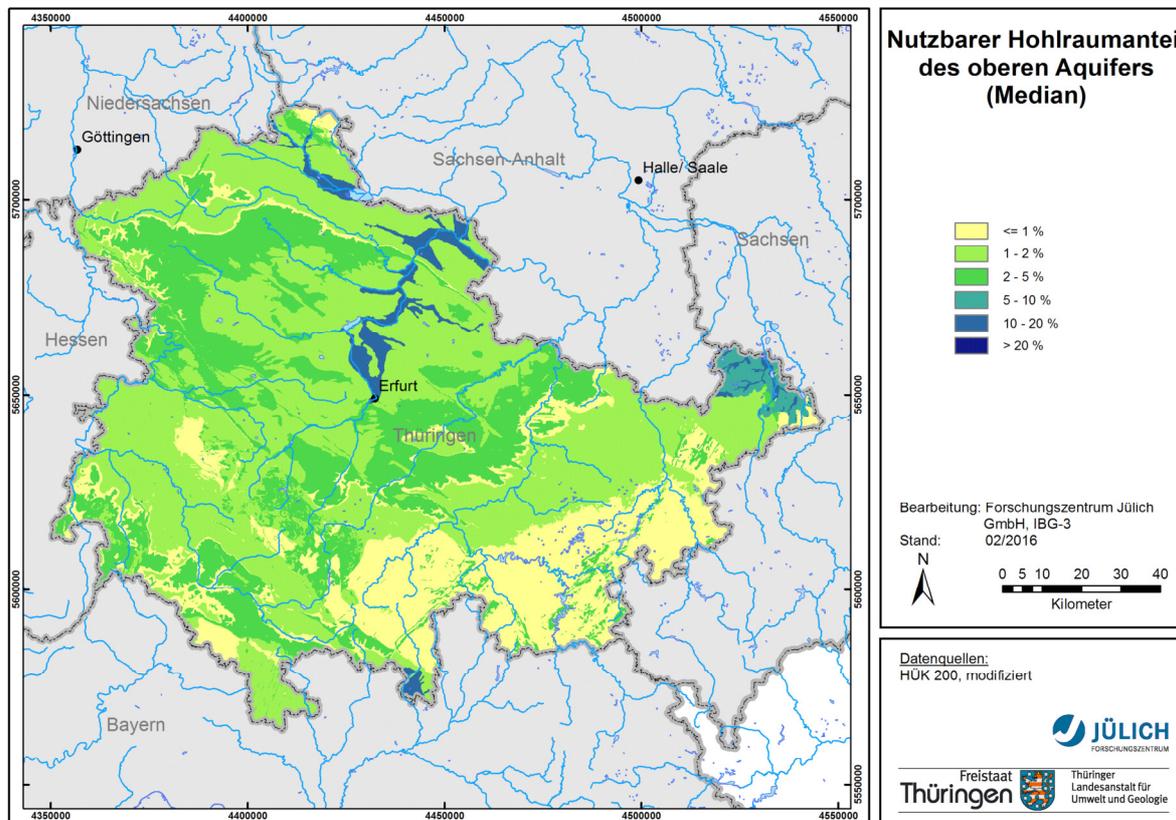


Abbildung 8-15: Nutzbarer Hohlraumanteil der oberen Aquifere

8.6.3 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. Auf Basis des digitalen Datensatzes der Grundwasserisohypsen aus der HK 50 wurde zunächst ein Modell der Grundwasseroberfläche generiert (Abbildung 8-16).

Für kleinere Bereiche im Süden Thüringens 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 2.000 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..

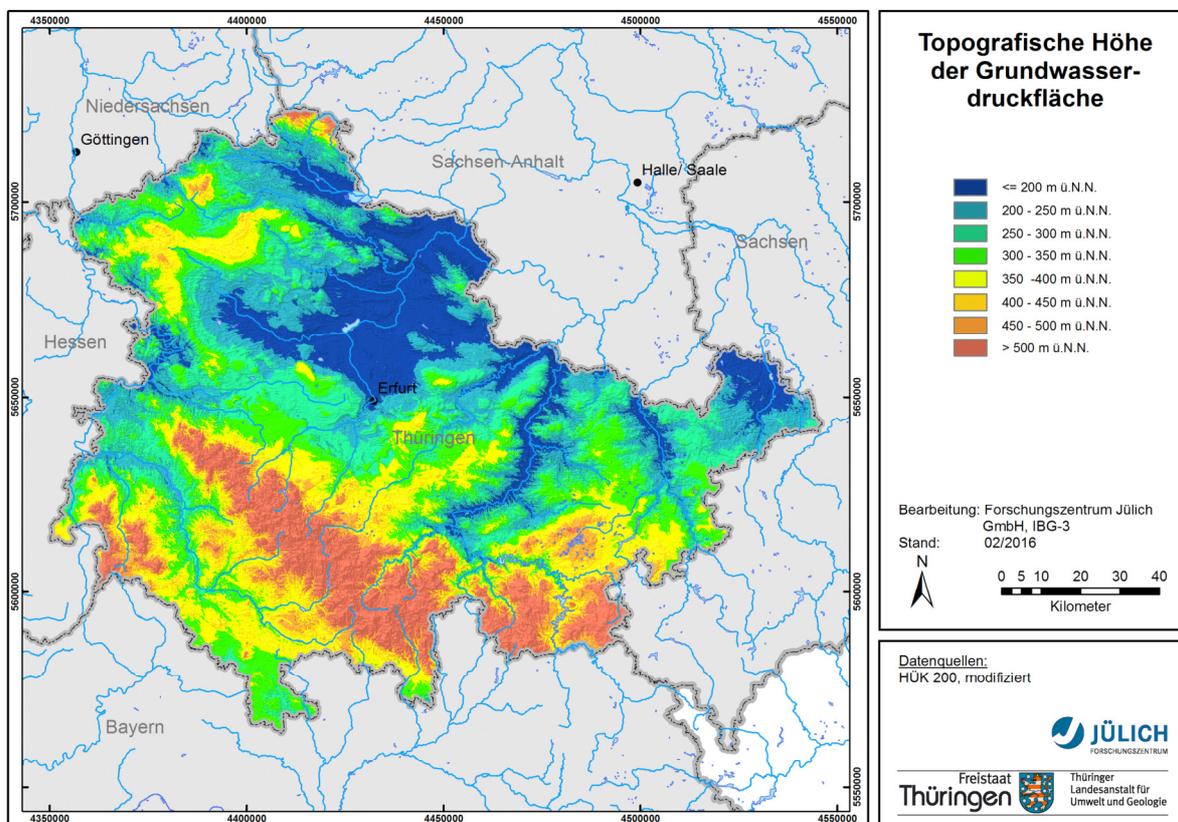


Abbildung 8-16: Topografische Höhe der Grundwasserdruckfläche.

In Abbildung 8-17 sind die Hydraulischen Gradienten dargestellt. Deutlich treten die Unterschiede zwischen dem Thüringer Wald und den umgebenden mesozoischen Beckenlandschaften hervor. In den Beckenlandschaften überwiegen hydraulische Gradienten von 0,1 – 2,5%, während im Thüringer Wald überwiegend Werte von 5% und mehr auftreten.

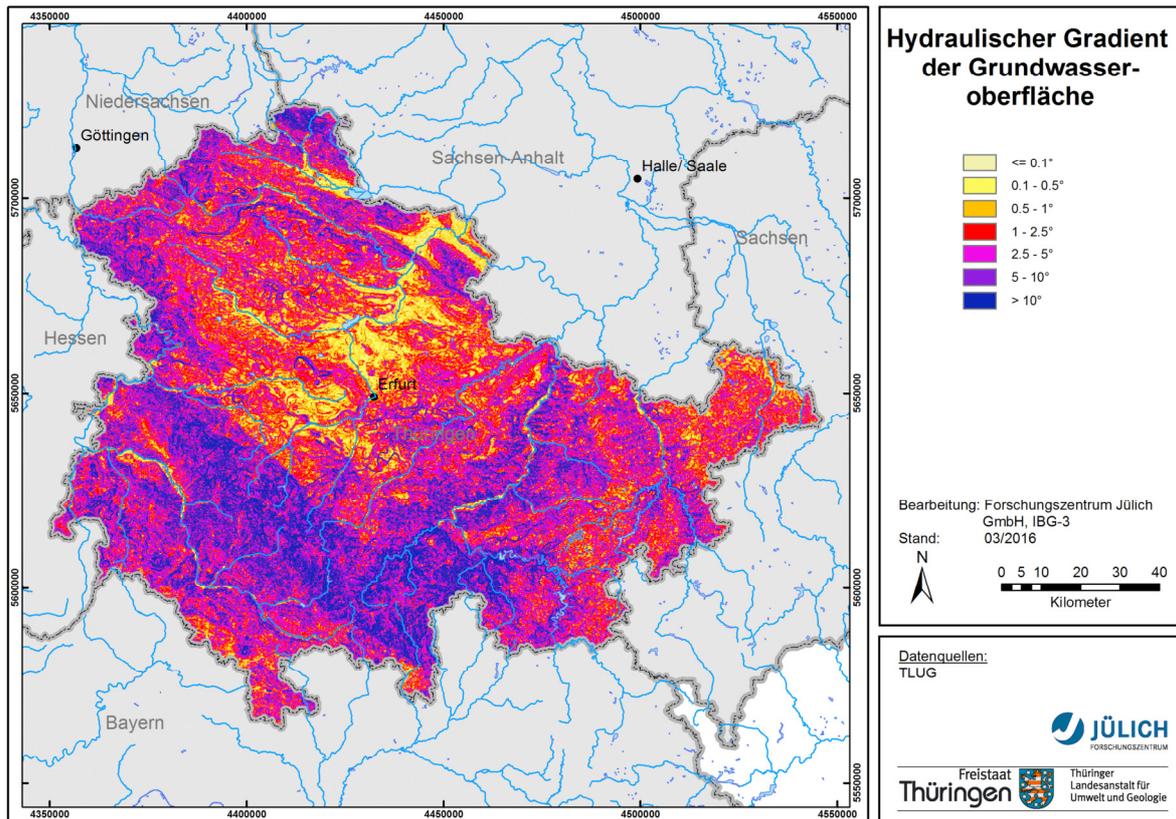


Abbildung 8-17: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche

8.7 Topographische Datengrundlage

Die Topographie ist eine wichtige Einflussgröße bei der Betrachtung des Wasserhaushalts. Von der TLUG wurde das flächendeckende digitale Höhenmodell DGM20 mit einer Gitterweite von 20 m zur Verfügung gestellt. Auf Basis dieses Höhenmodells ist es möglich, die für das GROWA-Modell notwendigen Eingangsgrößen Hangexposition und Hangneigung flächendeckend für Thüringen abzuleiten. Einerseits beeinflussen Hangneigung und -exposition im Modell die Höhe der realen Verdunstung und andererseits dient die Hangneigung zur Bestimmung des Basisabflussanteils am Gesamtabfluss.

Die Höhengliederung in Thüringen (Abbildung 8-18) spiegelt größtenteils die geologischen Struktureinheiten wieder, so dass eine enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen gegeben ist. Das Thüringer Becken sowie die übrigen aus mesozoischen Gesteinen aufgebauten Regionen bilden leicht wellige Hügel- und Talandschaften auf einem Höhenniveau zwischen weniger als ca. 200 und 450 m über NN, während die aus paleozoischen Gesteinen aufgebauten Mittelgebirge (Thüringer Wald, Thüringer Schiefergebirge, Vogtland) auf einem Höhenniveau über 450 m über NN liegen.

Aus dem DGM 20 wurde die in Abbildung 8-19 dargestellte Hangneigung abgeleitet. Letztere wurde zunächst im 20 m - Raster abgeleitet, anschließend erfolgte eine Aggregation auf das den Modellrechnungen zugrundeliegende 100 m - Raster. Die enge Wechselbeziehung zwischen Topographie und geologischen Untergrundverhältnissen zeigt sich auch hier. Die höchste Reliefenergie ($>15\%$) tritt in den Verbreitungsgebieten der paleozoischen Gesteine, insbesondere im Thüringer Wald und im Thüringer Schiefergebirge, auf. Die tiefen Taleinschnitte von Werra und Saale weisen Hangneigungen in der Größenordnung 10-15% auf. Dagegen liegen die Hangneigungen im Thüringer Becken typischerweise bei $< 5\%$.

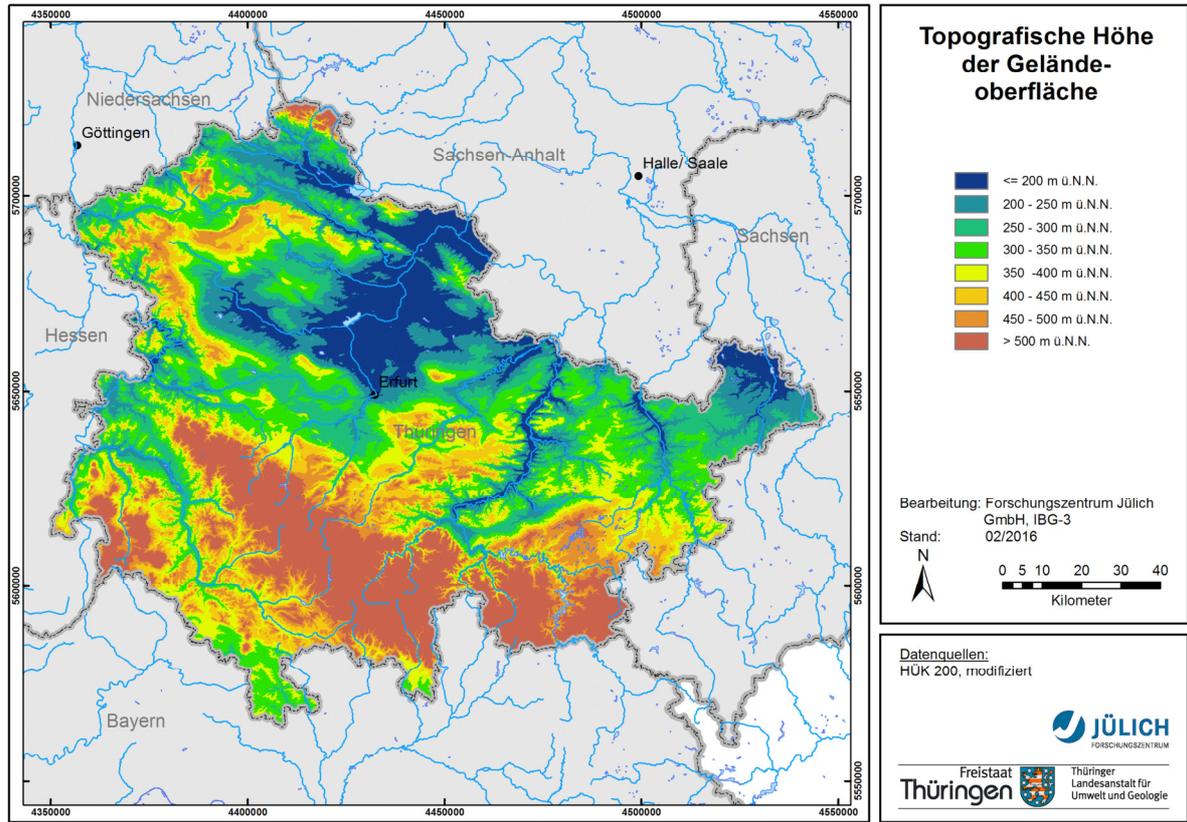


Abbildung 8-18: Topografische Höhe der Geländeoberfläche

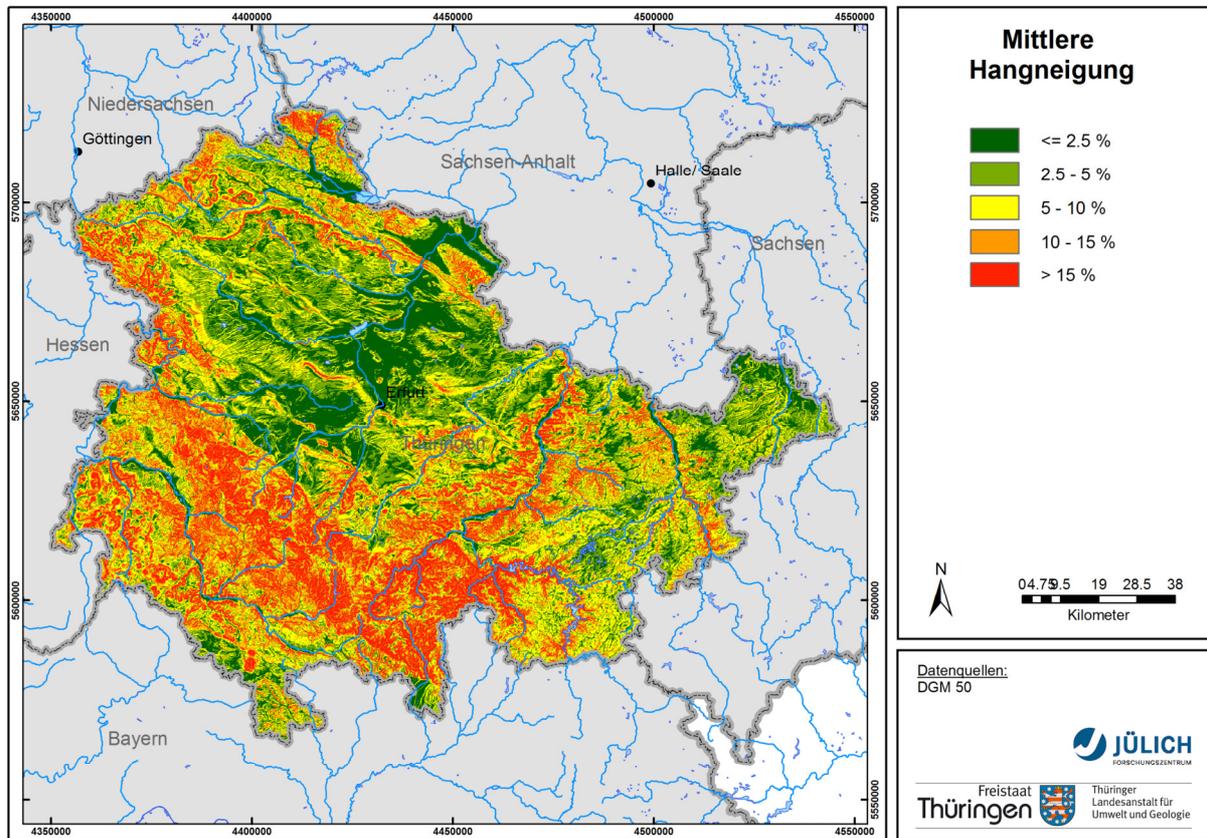


Abbildung 8-19: mittlere Hangneigung

8.8 Bodenerosion

Für die Modellrechnungen werden Informationen zur Bodenerosion benötigt. Hierzu wurde auf einem Datensatz aufgesetzt, der von der TLUG zur Verfügung gestellt worden ist (siehe Abbildung 8-20). Der räumlich hoch aufgelöste Datensatz ($5 \cdot 5 \text{ m}^2$) zur Bodenabtragsgefahr ist das Ergebnis einer Modellierung mit dem Modell AVErosion, aufbauend auf der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung ABAG (Bischoff 2014). Die mittlere Bodenabtragsgefahr in Thüringen schwankt zwischen ca. 0,006 und 569 t/(ha·a) bei einem Mittelwert von 3,9 und einer Standardabweichung von 5,4 t/(ha·a). Bodenabträge über 40 t/(ha·a) werden jedoch nur für wenige Pixel berechnet. Von 6.289 km² erosionsgefährdeter Ackerfläche gehen Bodenabträge von in Summe 2,45 Mio. t/a aus.

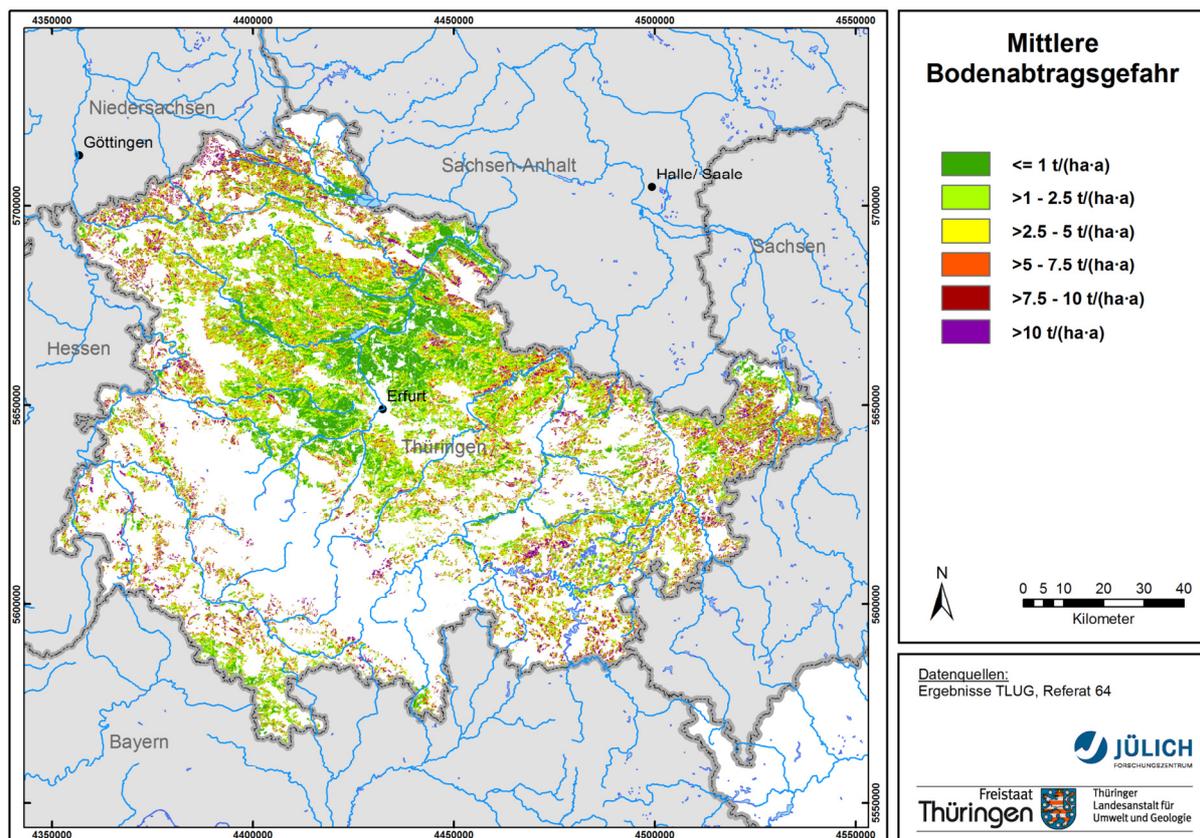


Abbildung 8-20: Bodenabtragsgefahr nach ABAG für Ackerflächen

8.9 Pegeldataen

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.

Für die Datenhaltung und Analyse der Pegel­daten, wurde eine umfangreiche Datenbank aufgebaut, welche Abflusswerte in täglicher Auflösung von 99 Pegeln aus Thüringen enthält (siehe Abbildung 8-21). In dieser Datenbank wurden nur die Pegel berücksichtigt, deren Datenbelegung zu mindestens 90% aus dem Zeitraum 1971-2000 stammt, d.h. aus der hydrologischen Periode, die der Wasserhaushaltsmodellierung zugrunde liegt.

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 anthropogener Einflüsse und maßstabsbeding­ten regionalen Unschärfen in den Datengrundlagen 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.

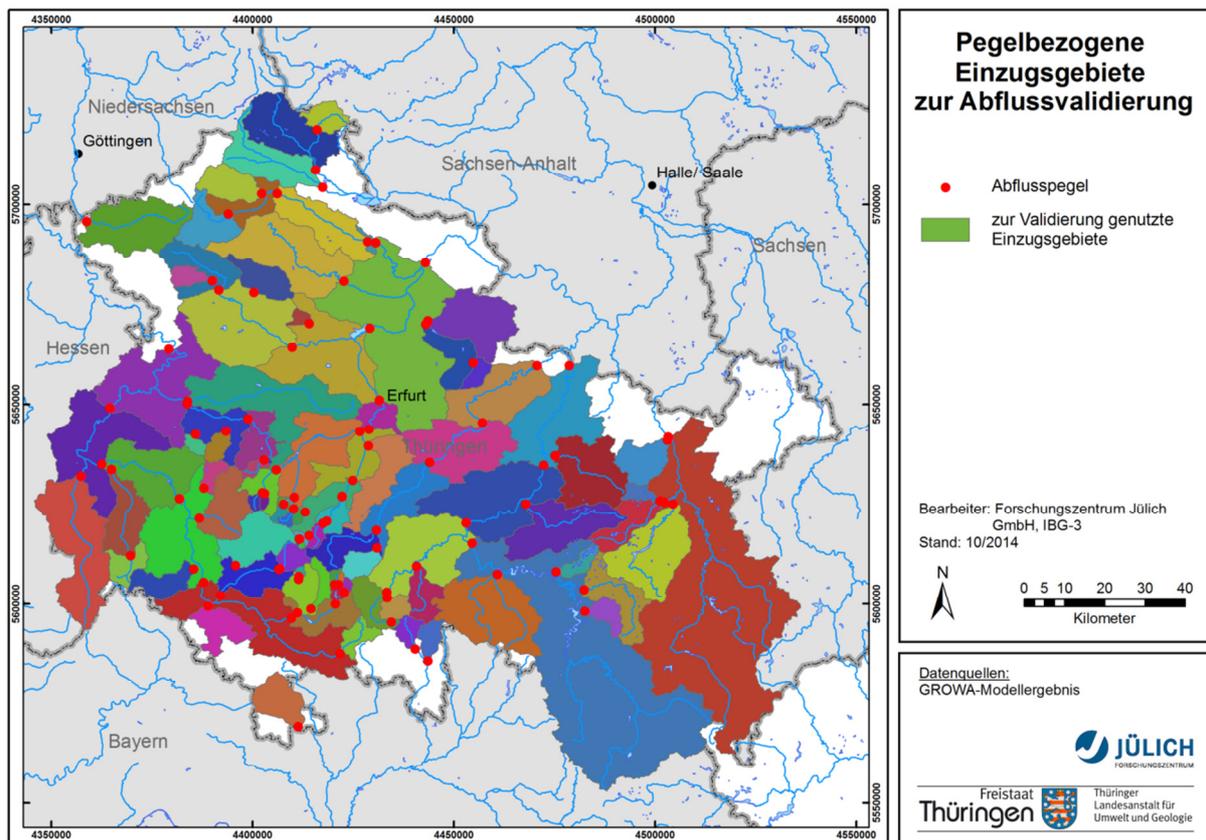


Abbildung 8-21: Zur Abflussvalidierung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete

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. Die Entnahme von Grundwasser spielt darüber hinaus in allen Regionen eine Rolle, wo landwirtschaftliche Beregnungsmaßnahmen eine Rolle spielen. Aus den o.a. Gründen wurden nicht alle verfügbaren 99 Abflusspegel­daten bei der Validierung be-

rücksichtigt. Stattdessen wurden nur die Pegel der Einzugsgebiete berücksichtigt, deren Abflüsse von der TLUG (Dr. Krause) als weitgehend unbeeinflusst angesehen werden. Für die Validierung der Modellergebnisse standen dadurch Abflusswerte von 85 pegelbezogenen Einzugsgebieten zur Verfügung.

8.10 Messstellendaten zur Güte in Oberflächengewässern

Für die Validierung der für Thüringen modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N- und P-Einträge in die Oberflächengewässer wurden von der TLUG Messungen bereitgestellt. Diese betrafen die Parameter P_{gesamt} und N_{gesamt} bzw. TNb im Zeitraum 2000-2013. Für insgesamt 62 Messstellen (P) bzw. 60 Messstellen (N), die über das gesamte Bundesland verteilt sind, konnten nach der OSPAR-Methode (OSPAR 1998) mehrjährige mittlere Frachten ermittelt werden (Abbildung 8-22).

Kriterien für die Frachtermittlung sind, dass im Zeitraum 2000-2013 mindestens 50 Konzentrationsmessungen vorliegen müssen. Abflusspegel müssen in geringer Entfernung von der Messstelle vorhanden sein. Außerdem dürfen keine großen Einzugsgebietsanteile (>10%) außerhalb Thüringens liegen. Dies schränkt in Summe die Zahl der für Frachtermittlungen nutzbaren Gütemessstellen stark ein.

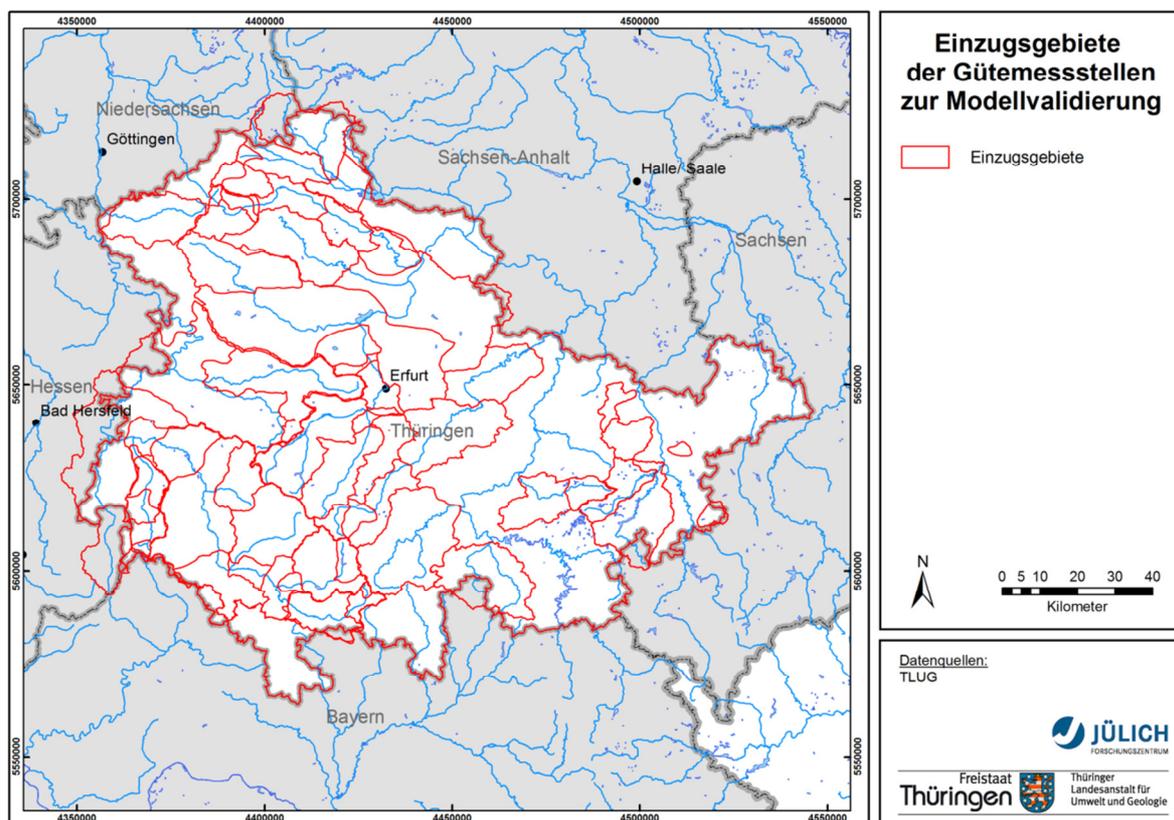


Abbildung 8-22: Einzugsgebiete der Gütemessstellen zur Validierung der Modellergebnisse zum Stoffeintrag in die Oberflächengewässer

9 Modellergebnisse zum Wasserhaushalt

Die Modellierung des Wasserhaushalts in Thüringen 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.

9.1 Reale Verdunstungshöhe

In Abbildung 9-1 ist die berechnete mittlere reale Verdunstungshöhe in Thüringen für die Periode 1971-2000 dargestellt. Kleinräumige Bereiche mit realen Verdunstungshöhen < 400 mm/a zeigen sich dabei landesweit für die versiegelten Flächen der Siedlungsgebiete.

Verdunstungswerte von unter 500 mm/a ergeben sich verbreitet im Thüringer Becken. 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 den nordwestlichen und südöstlichen Randbereichen des Thüringer Beckens sowie südwestlich des Thüringer Waldes überwiegen reale Verdunstungshöhen zwischen 500 mm/a und 550 mm/a. Die gegenüber dem Thüringer Becken höheren Niederschläge bedingen dort die höheren realen Verdunstungswerte.

Reale Verdunstungshöhen über 550 mm/a treten verbreitet im Harz, im Thüringer Wald und im Thüringer Schiefergebirge auf. Die gegenüber den umgebenden Beckenlandschaften geringere potentielle Verdunstung wird in diesen Landschaftseinheiten durch die höheren Niederschläge kompensiert, so dass im gesamten Jahr Wasser für den Verdunstungsprozess zur Verfügung steht.

Reale Verdunstungshöhen über 550 mm/a treten weiterhin in den grundwasserbeeinflussten Flusstälern auf. Ausschlaggebend sind dort, dass eine Wassernachlieferung aus dem Grundwasser stattfinden kann, so dass die jeweilige nutzungsspezifische Maximalverdunstung wirksam werden kann. In grundwasserbeeinflussten Flusstälern ergeben sich dadurch selbst bei Jahresniederschlägen unter 600 mm/a Verdunstungswerte über 550 mm/a.

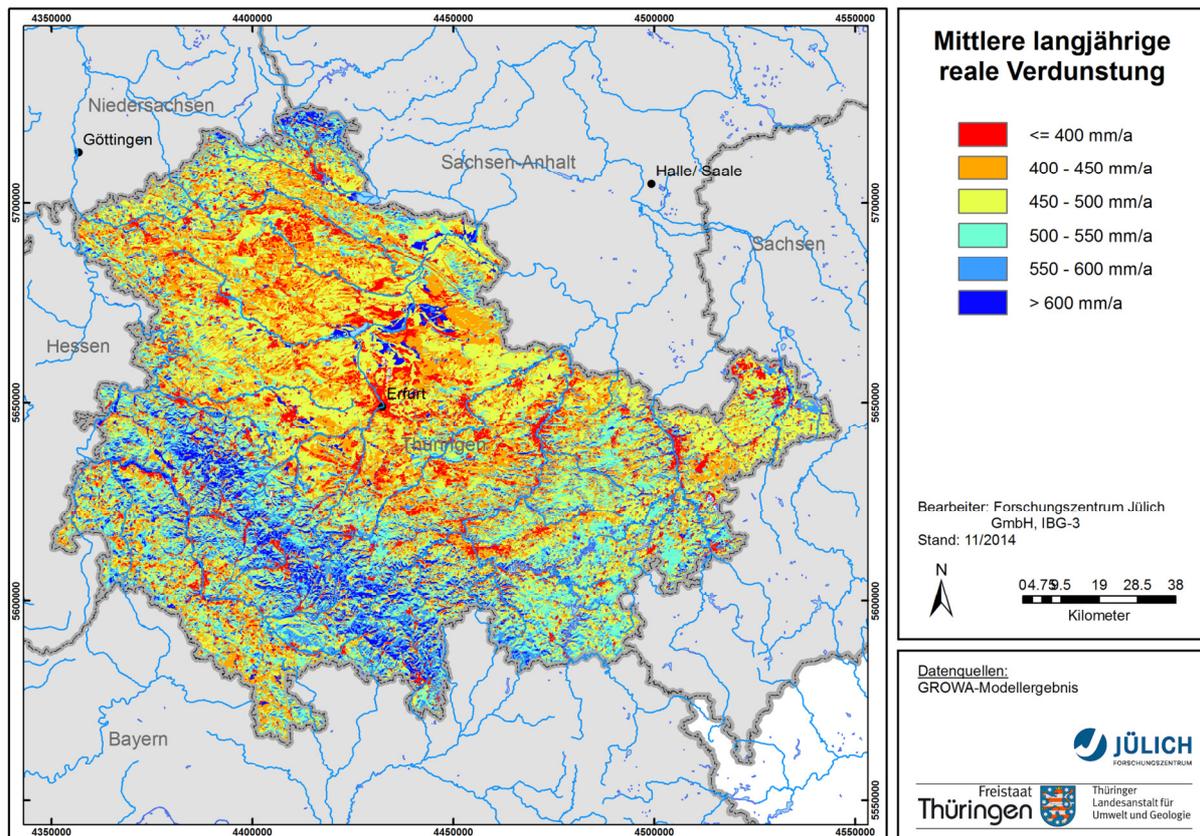


Abbildung 9-1: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1971-2000)

9.2 Gesamtabflusshöhe

Abbildung 9-2 gibt Auskunft über die räumliche Verteilung der mittleren langjährigen Gesamtabflusshöhe. Gesamtabflusshöhen von über 400 mm/a treten nur in den Hochlagen der Mittelgebirge, d.h. im Harz, in der Rhön sowie vor allem im Thüringer Wald und im Thüringer Schiefergebirge, auf. Dort werden großräumig Gesamtabflusshöhen über 500 mm/a erreicht. In den Gebieten südwestlich und nordwestlich des Thüringer Waldes liegen die Gesamtabflusshöhen bei unter 300 mm/a, wobei die Werte in den Flusstälern, z.B. im Flusstal der Werra zum Teil auch bei weniger als 200 mm/a liegen.

Allgemein wirkt sich das geringe Niederschlagsdargebot von häufig unter 700 mm/a limitierend auf die Gesamtabflusshöhen und damit auf die regional verfügbare Wassermenge in allen Landesteilen aus, die sich im Windschatten des Thüringer Waldes und Thüringer Schiefergebirges befinden. So dominieren in den Landesteilen nordöstlich von Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge sowie in den Flusstälern von Saale und Weißer Elster im Allgemeinen Gesamtabflusshöhen von weniger als 200 mm/a. Insbesondere im Kernbereich des Thüringer Beckens treten großflächig mittlere jährliche Gesamtabflusshöhen von weniger als 100 mm/a auf. In grundwassernahen Niederungsregionen des Unstrut-Tals im Nordteil Thüringens 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 Thüringens 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 Standorte mit geringen mittleren Gesamtabflusshöhen (<100 mm/a) werden dann zu „Zehrgebieten“. Der flächenmäßig relativ geringe Anteil an Zehrgebieten in Abbildung 9-2 ist daher vor dem Hintergrund zu sehen, dass es sich um Modellergebnisse für die mittlere langjährige Wasserhaushaltssituation handelt.

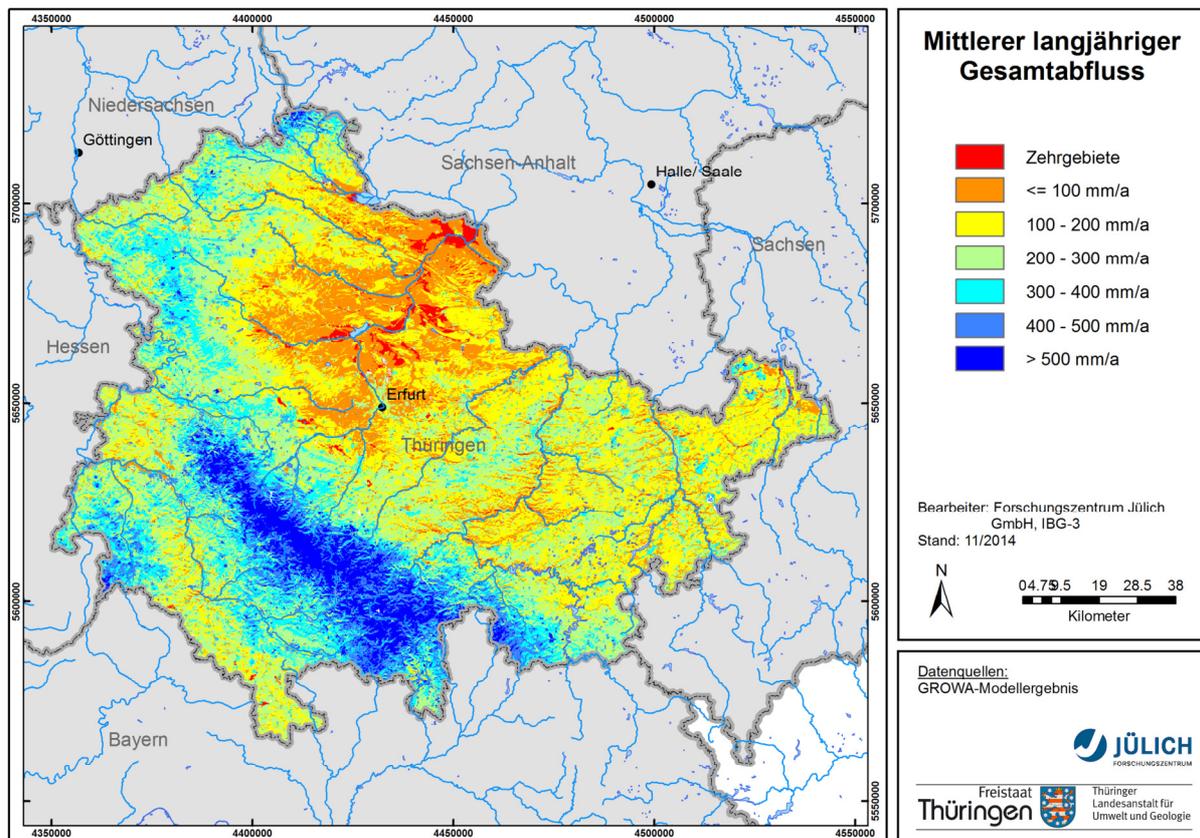


Abbildung 9-2: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000)

9.3 Oberflächenabflusshöhe

Im Thüringer Wald können nach dem in Kapitel 3.3 dargestellten Berechnungsansatz aufgrund der hohen Niederschläge großräumig Oberflächenabflusshöhen zwischen 10 und 50 mm/a auftreten (Abbildung 9-3). Gleiches gilt für den Harz und die Rhön. Für Gebiete mit weniger als 800 mm Jahresniederschlag wird generell ein nur sehr geringer Oberflächenabfluss berechnet. Dementsprechend wurden für die den Großteil der Fläche Thüringens Oberflächenabflusshöhen von unter 5 mm/a ausgewiesen.

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 Lehmantel 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.

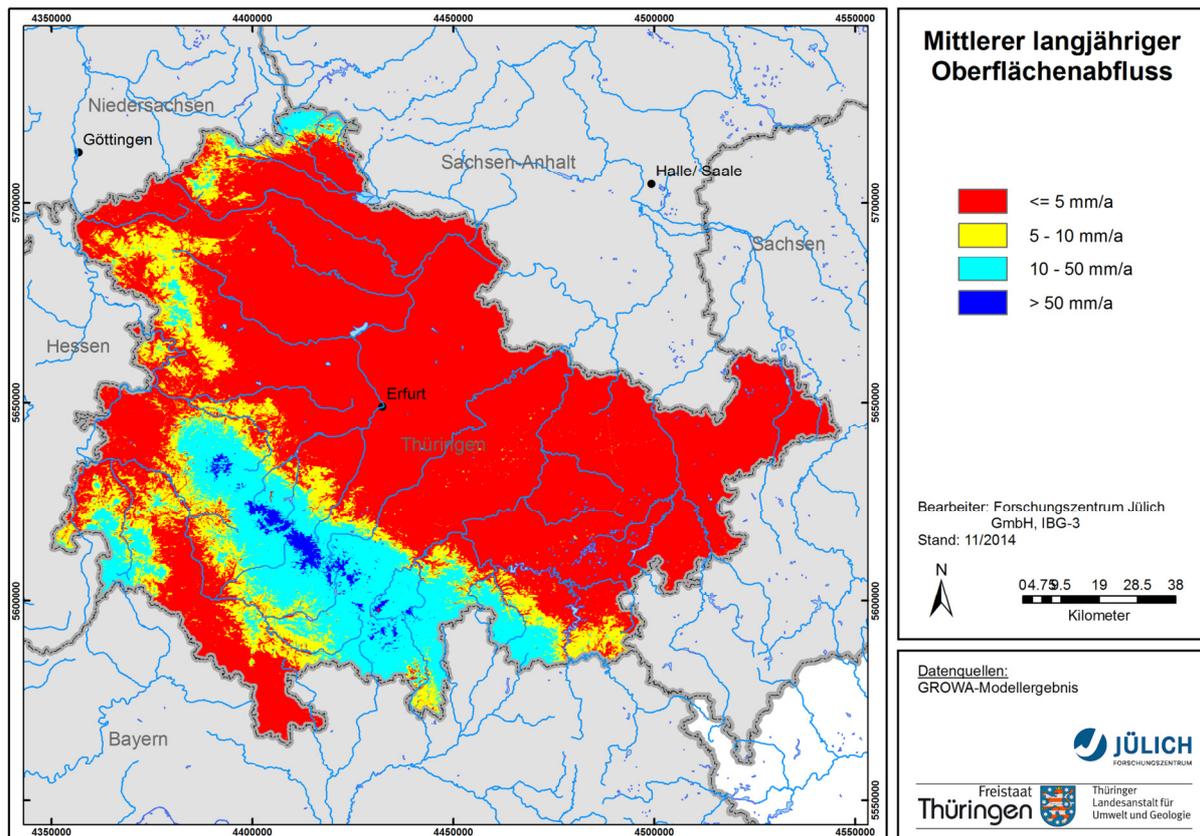


Abbildung 9-3: Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss (1971-2000)

9.4 Sickerwasserhöhe

Die Differenz aus Gesamtabflusshöhe und Oberflächenabflusshöhe ergibt die Sickerwasserhöhe. Abbildung 9-4 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Sickerwasserhöhen in Thüringen 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. Modellerte 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 Thüringer Wald d.h. bei Sickerwasserhöhen um (oder sogar über) 500 mm/a, mindestens fünf Mal so hoch wie in weiten Teilen des Thüringer Beckens, wo die Sickerwasserhöhe selten 100 mm/a übersteigt.

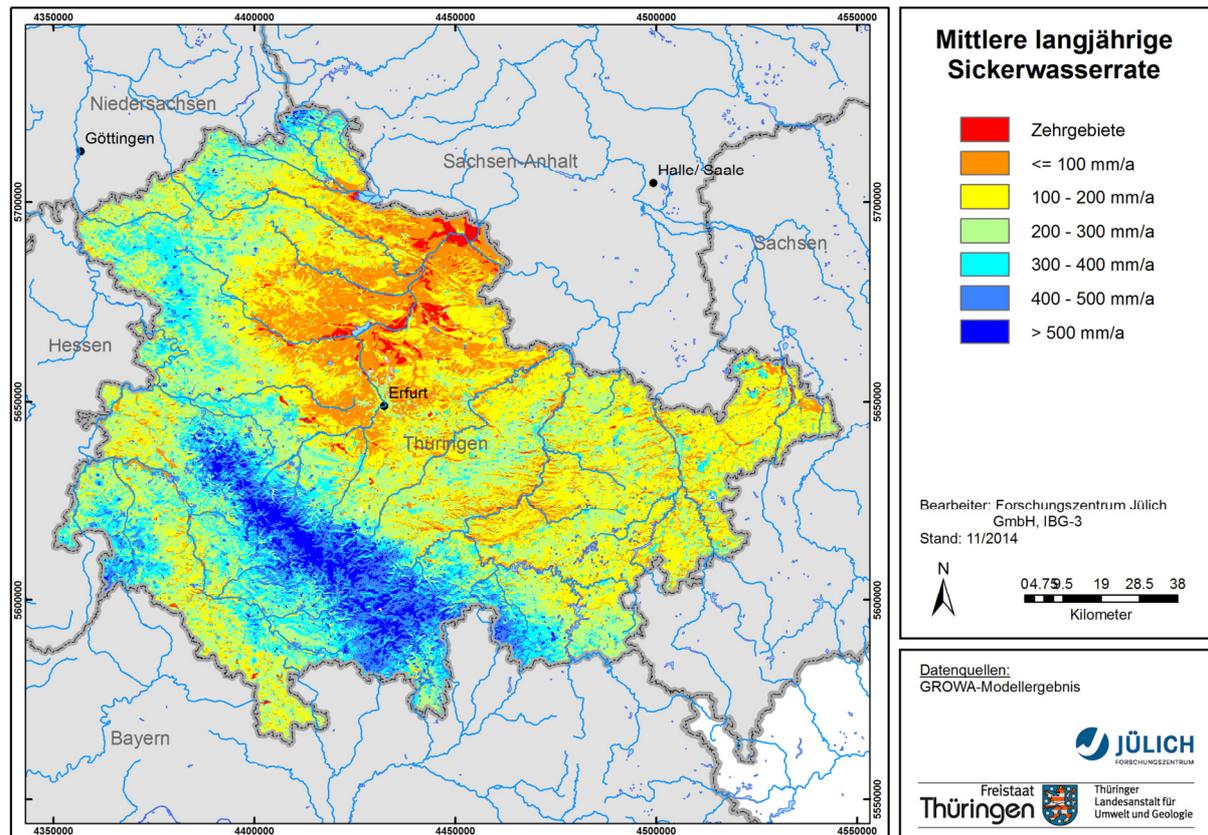


Abbildung 9-4: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1971-2000)

9.5 Grundwasserneubildungshöhe

Die Gesamtabflusshöhe ist im GROWA-Modell die Grundlage zur Abtrennung der Direktabflussanteile und der Grundwasserneubildungshöhe. Abbildung 9-5 zeigt die räumliche Verteilung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen in Thüringen für die Periode 1971-2000. Neben den klimatischen Randbedingungen wird die Höhe der Grundwasserneubildung in erster Linie durch die hydrogeologischen Eigenschaften bestimmt. Da ausgesprochene Grundwasserneubildungsgebiete, in denen fast die gesamte nicht verdunstende Wassermenge ungehindert dem Aquifer zusickern kann, in Thüringen so gut wie nicht vorkommen (Ausnahme sind einige Lockergesteinsaquifere entlang der größeren Flusstäler), ist Thüringen ein relativ grundwasserarmes Bundesland. In den meisten Regionen liegen die Grundwasserneubildungshöhen daher bei unter 50 mm/a. Besonders ausgeprägt ist dies einerseits in den Gebieten mit bereits geringen Gesamtabflüssen (wie z.B. im Kernbereich des Thüringer Becken, siehe Abbildung 9-2) sowie andererseits in den Gebieten mit hohen Direktabflussanteilen durch natürlichen Zwischenabfluss, wenn der Gesamtabfluss unterhalb von ca. 300 mm/a gelegen hat (wie z.B. im Vogtland).

Im Verbreitungsgebiet der mesozoischen Sandsteine und Karbonatgesteine in den nordwestlichen und südöstlichen Randbereichen des Thüringer Beckens sowie südwestlich des Thüringer Waldes können Grundwasserneubildungshöhen bis 100 mm/a auftreten und entsprechen dort dann in etwa ein Drittel bis ca. die Hälfte der ermittelten Sickerwasserraten. Der Thüringer Wald nimmt in diesem Zusammenhang eine Sonderrolle ein. Obwohl diese Region keine ergiebigen Grundwasservorkommen aufweist, sind in Abbildung 9-5 Grundwasserneubildungsraten von 100 mm/a und mehr ausgewiesen.

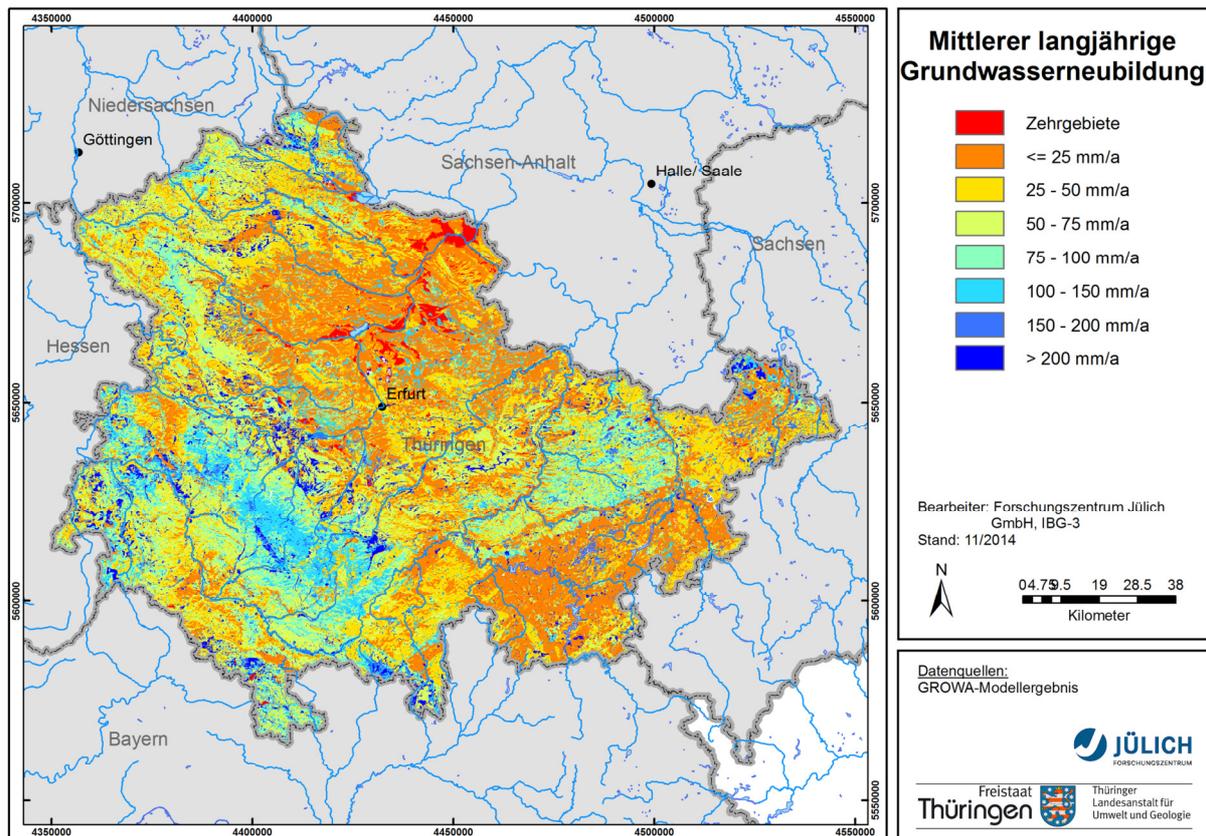


Abbildung 9-5: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000)

9.6 Direktabflusshöhe

Die berechneten mittleren Direktabflusshöhen des Bezugszeitraums 1971-2000 sind in Abbildung 9-6 dargestellt. Mit fast flächendeckend auftretenden Direktabflusshöhen von 350 mm/a und mehr treten hierbei der Thüringer Wald, das Thüringer Schiefergebirge und der Frankenwald deutlich hervor. Auch die Höhenlagen von Harz, Eichsfeld, Hainich, und die Rhön treten mit Direktabflusshöhen von über 150 mm/a aus Abbildung 9-6 hervor. Deutlich geringere Direktabflusshöhen von < 50 mm/a treten im Kernbereich des Thüringer Beckens auf. Auch in weiter nord-östlich im Windschatten des Thüringer Beckens gelegenen Landschaftseinheiten (z.B. Orlasenke, Holzland) liegen die Direktabflusshöhen bei < 100 mm/a.

Im GROWA-Modell ist es möglich, den Direktabfluss getrennt für die Abflusskomponenten „natürlicher Zwischenabfluss“ und „Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen und „Trennkanalesation“ 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 Oberflächengewässer 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 Trennkanalesation, welcher den Abfluss umfasst, der den Vorfluter über die Regenwasserkanalisation oder den Straßengraben erreicht.

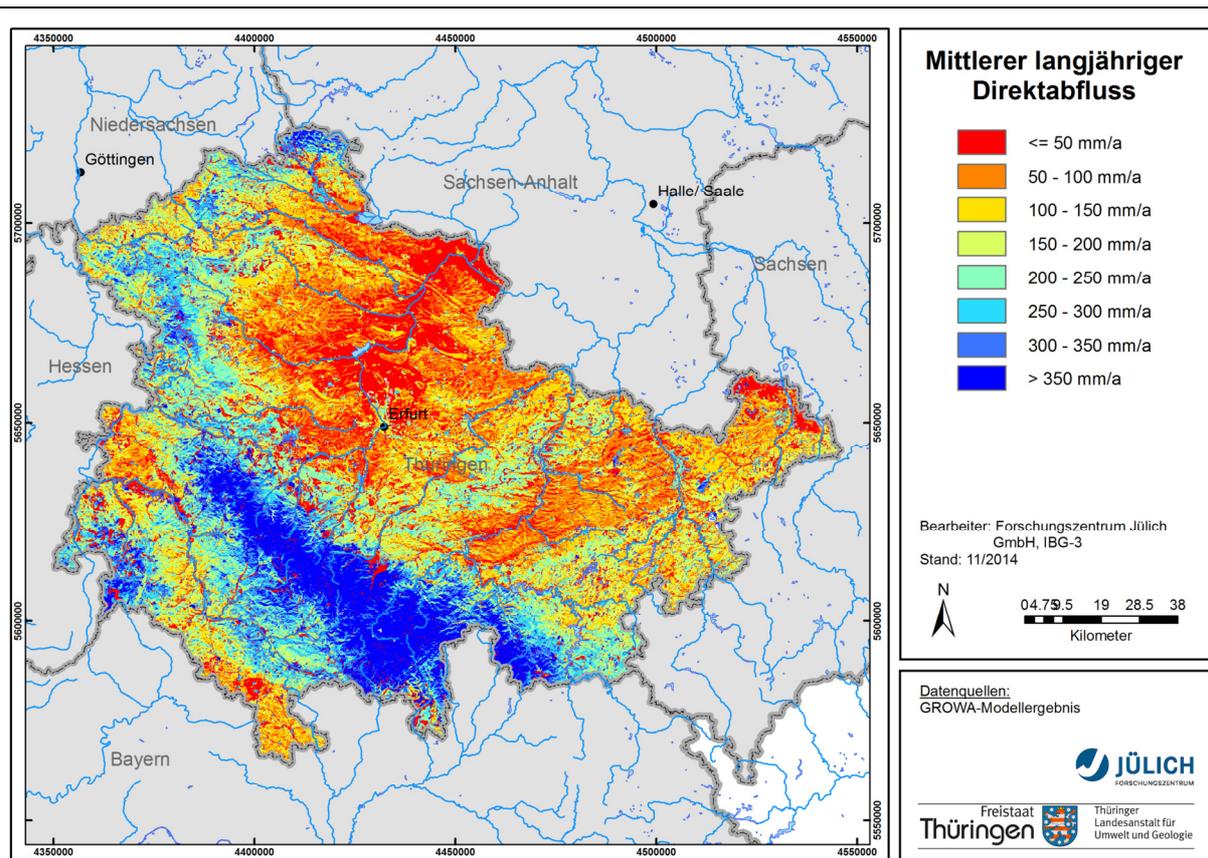


Abbildung 9-6: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000)

In Abbildung 9-7 werden die berechneten mittleren Direktabflüsse über künstliche Entwässerungssysteme und in Abbildung 9-8 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 in den Höhenlagen der Mittelgebirge auf. Die in Abbildung 9-9 dargestellte Höhe des Direktabflusses aus urbanen Flächen zeigt die hohe Relevanz dieser Abflusskomponente in größeren Siedlungsgebieten.

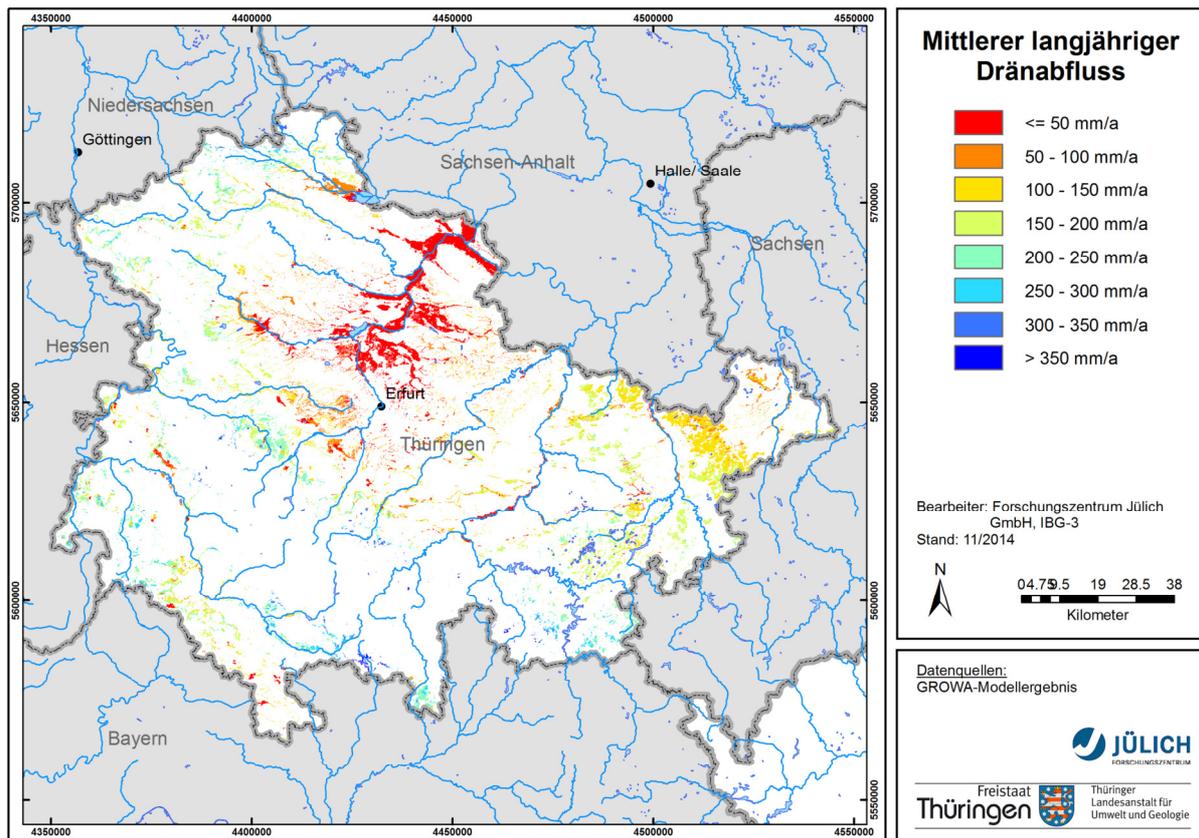


Abbildung 9-7: Mittlerer Direktabfluss über Drainagesysteme (1971-2000)

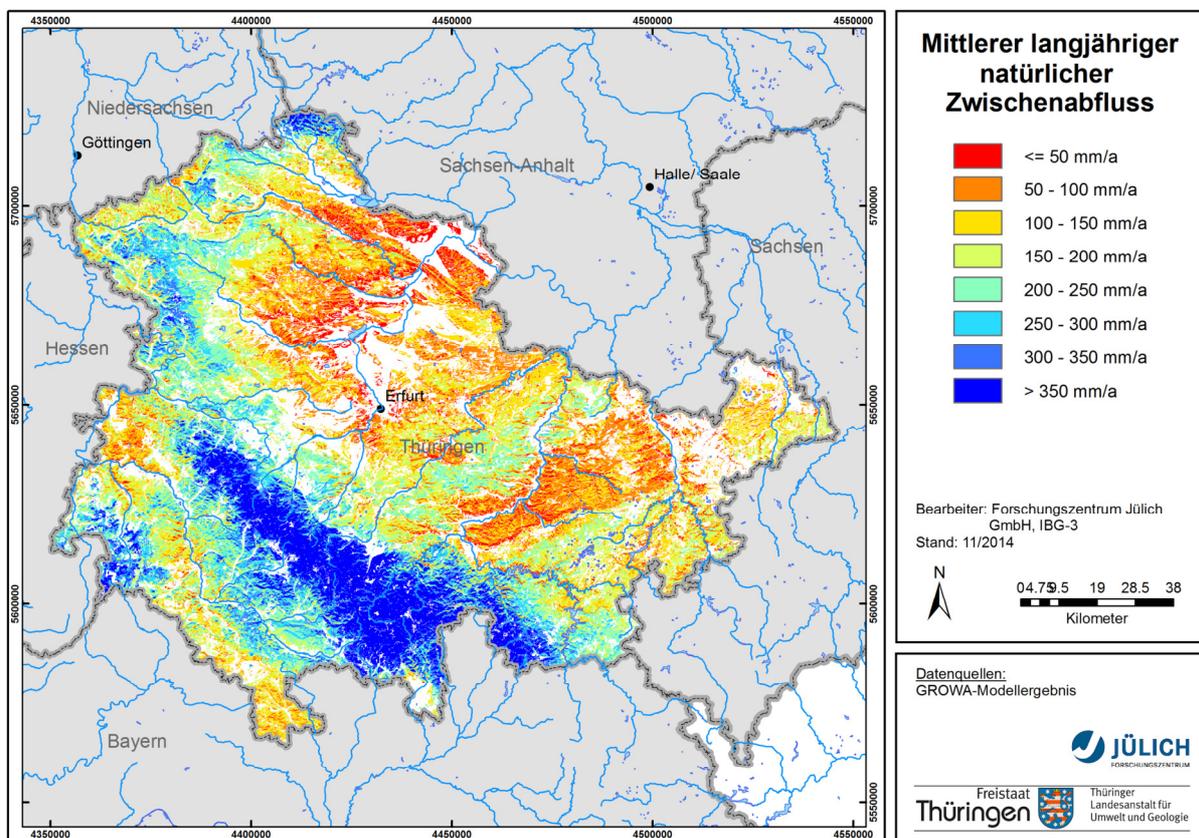


Abbildung 9-8: Mittlerer Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1971-2000)

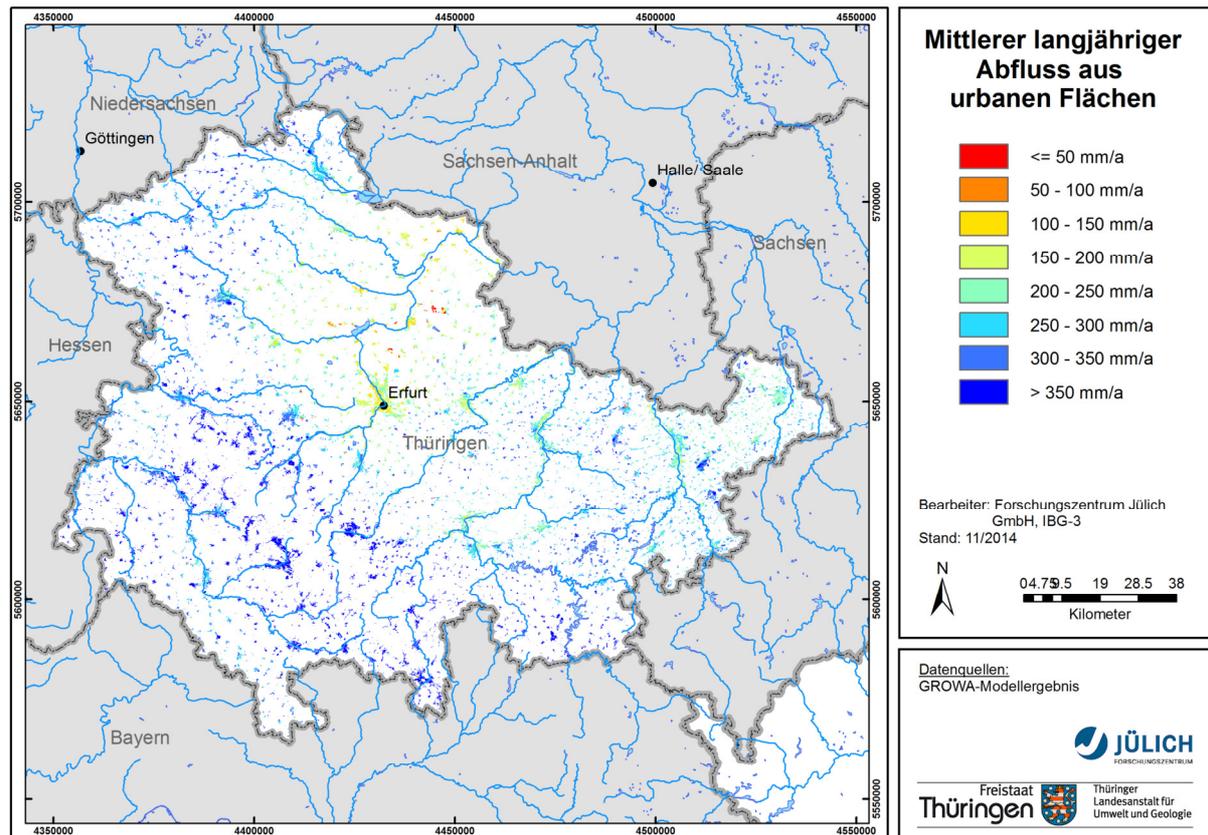


Abbildung 9-9: Mittlerer Direktabfluss aus urbanen Flächen (1971-2000)

9.7 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 9-10). Ein Teil gelangt über den Direktabfluss, d.h. über den Drainageabfluss 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 Nitratinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren.

In den meisten Landesteilen Thüringens liegt der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss bei unter 40%, was auf die Verbreitung relativ wenig wasserwegsamere Tongesteine, Kalksteine, Sandsteine zurückzuführen ist. In nur wenigen Regionen Thüringens sickern mehr als 90% des Gesamtabflusses den Aquiferen zu und tragen zur Grundwasserneubildung bei. 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.

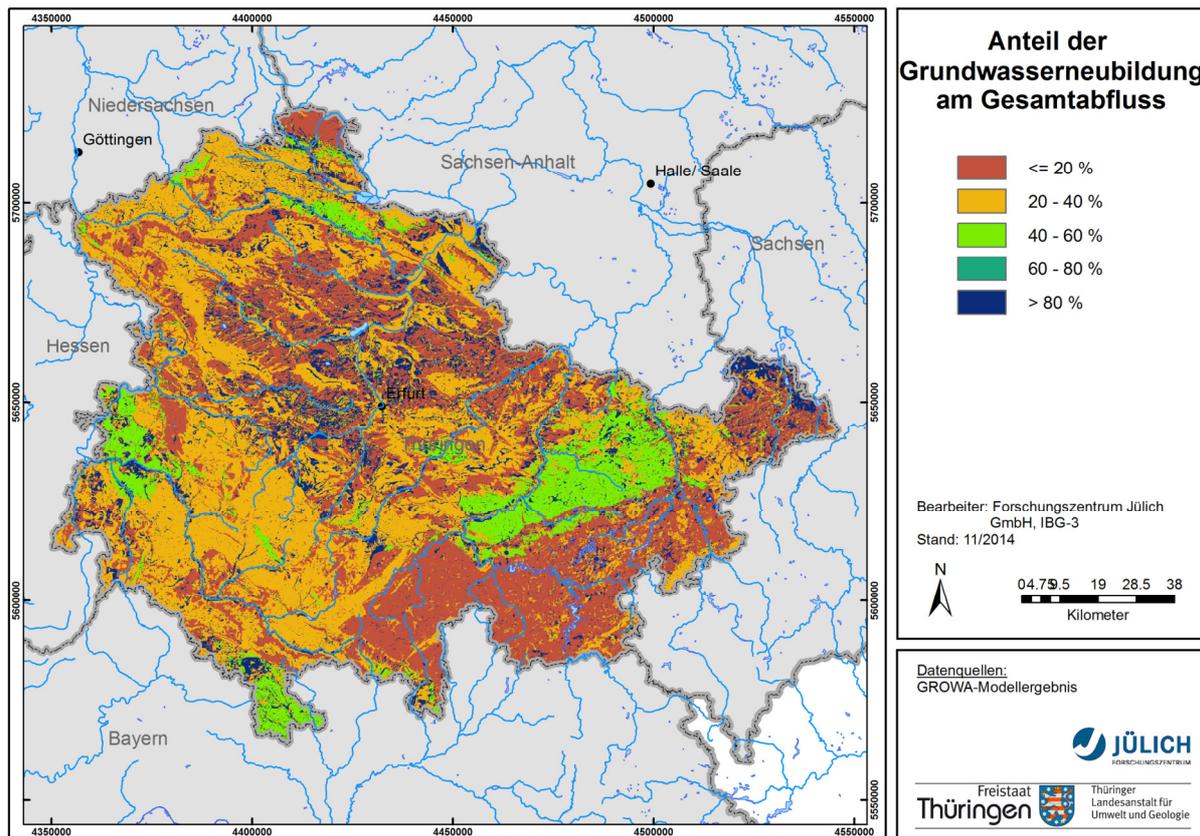


Abbildung 9-10: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss

9.8 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. Die Lage der für die Validierung genutzten Abflusspegel und ihre Einzugsgebiete zeigt Abbildung 8-21.

9.8.1 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 9-11). Für die meisten Teileinzugsgebiete liegen die Differenzen von berechneten und gemessenen Werten bei weniger als 20 %. Dies stellt im Rahmen der zur Verfügung stehenden Daten sowie der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets eine gute Übereinstimmung dar.

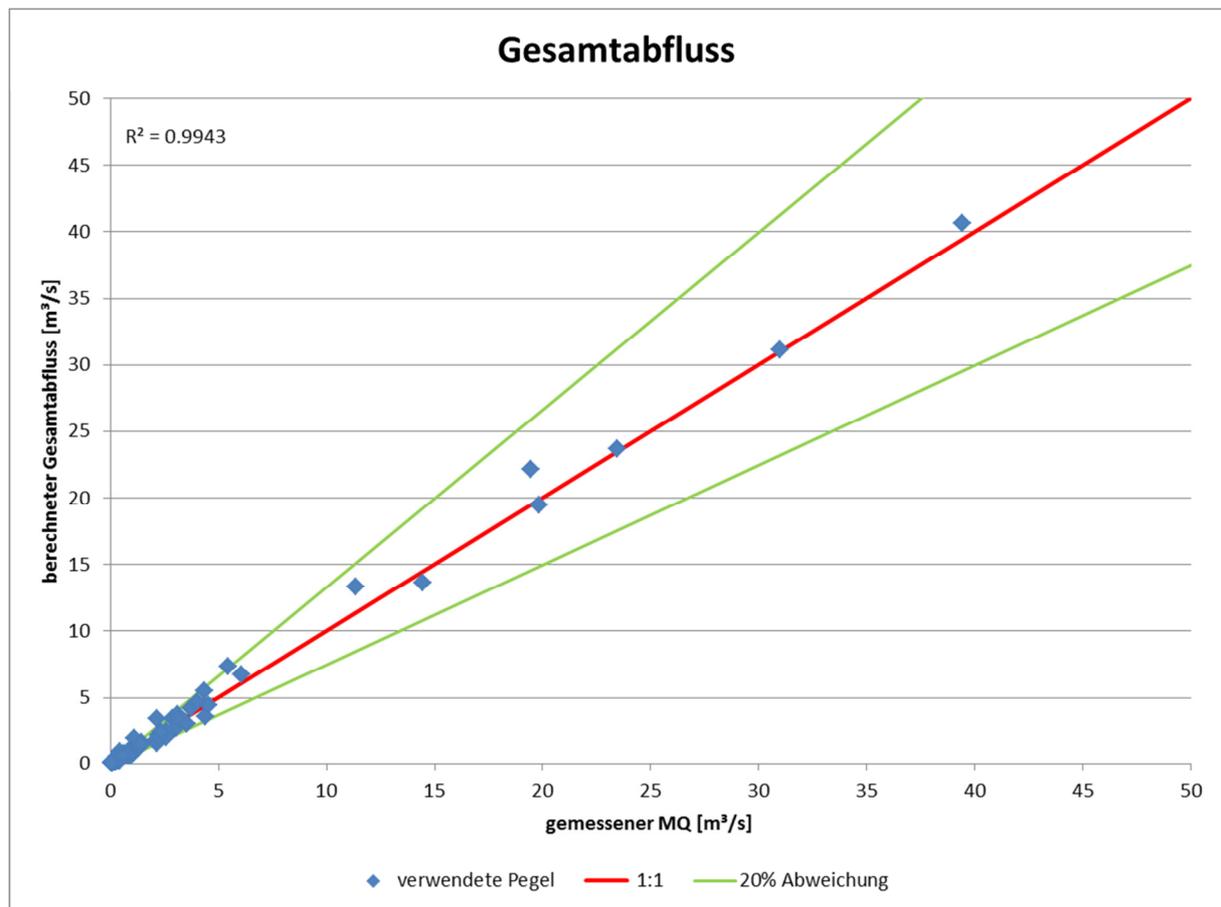


Abbildung 9-11: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000)

9.8.2 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 20% vom beobachteten MQ-Wert abweicht, weisen dadurch bei den MoMnQ-Werten Abweichungen in der Regel ebenfalls Abweichungen von mehr als 20% auf.

In Thüringen 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 20% auszuweisen. Bei einem gemessenen MoMnQ-Wert von 50 mm/a wird die 20%-Linie für das betreffende Einzugsgebiet schon bei berechneten mittlere langjährigen Grundwasserneubildungshöhen von 40 mm/a bzw. 60 mm/a überschritten. In der Wasserhaushaltsmodellierung ist eine Unter-/Überschätzung eines Messwertes von 10 mm/a im Allgemeinen jedoch eine gute Übereinstimmung.

Abbildung 9-12 zeigt das Ergebnis der Validierung der Grundwasserneubildungshöhen. Für den Thüringer Wald und andere Kammlagen der Mittelgebirge wurden bei der Modellierung Grundwasserneubildungsraten von bis zu 150 mm/a ausgewiesen. Grundwasserneubildungshöhen in dieser Größenordnung können jedoch bei den meisten der anstehenden Gesteinseinheiten, z.B. bei den Graniten und paläozoischen Schiefergesteinen etc., nicht erwartet werden (außer evtl. im Bereich großer Störungssysteme). 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).

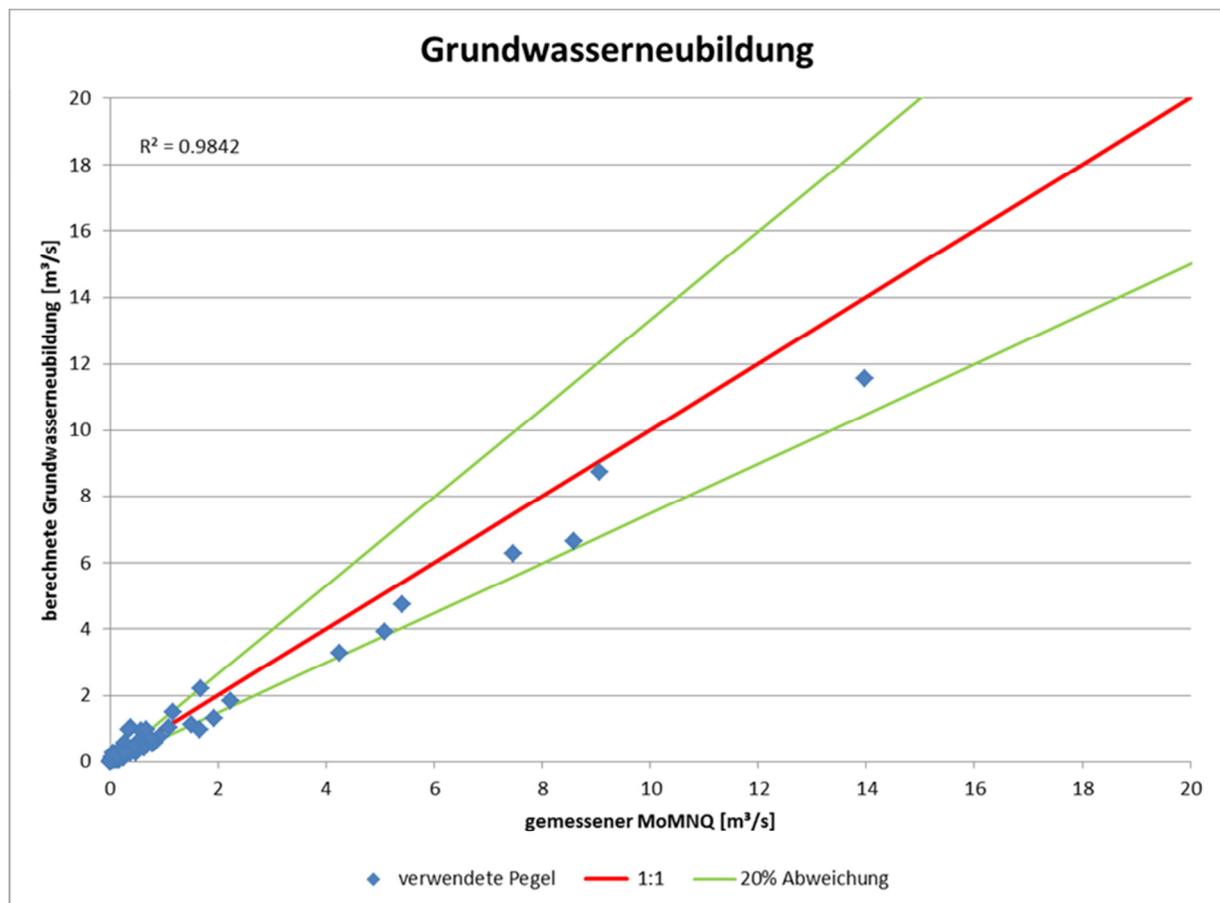


Abbildung 9-12: Validierung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000)

9.8.3 Vergleich der GROWA-Modellergebnisse mit Modellergebnissen der TLUG

Um zu untersuchen, ob und in welchem Ausmaß sich die GROWA-Modellergebnisse zur Grundwasserneubildung von den Ergebnissen bereits vorliegender landesweiter Wasserhaushaltsmodellierungen unterscheiden, wurde ein Vergleich mit von der TLUG ermittelten Grundwasserneubildungshöhen durchgeführt. Hierzu wurden die im 100 m x 100 m vorliegenden Grundwasserneubildungshöhen aus der GROWA-Berechnung auf die Teileinzugsgebiete aggregiert, für die in der TLUG Werte zur Grundwasserneubildung (Abbildung 9-13) vorliegen. Schon visuell zeigen die teileinzugsbezogenen Grundwasserneubildungshöhen aus der TLUG-Berechnung (Abbildung 9-14), dass es zu systematisch höheren Grundwasserneubildungshöhen als bei der in Abbildung 9-13 dargestellten GROWA-Modellierung kommt.

Hauptgrund hierfür sind Unterschiede in der Abtrennung und Kalibrierung der Niedrigwasseranteile. Während zur Abtrennung der Niedrigwasseranteile aus gemessenen Pegelwerten für die GROWA-Modellierungen in der Lockergesteinsregion das Verfahren nach Wundt (Wundt, 1958) und im Festgesteinsgebieten das Verfahren nach Kille (Kille, 1970) angewendet worden ist, so erfolgte dies in der TLUG nach einem anderen Verfahren. Innerhalb der Teileinzugsgebiete erfolgt dann im GROWA-Modell eine Abflussseparation auf der Basis statischer Basisabflussanteile, d.h., als konstante, von bestimmten Flächeneigenschaften abhängige Basisabflussanteile an der Gesamtabflusshöhe.

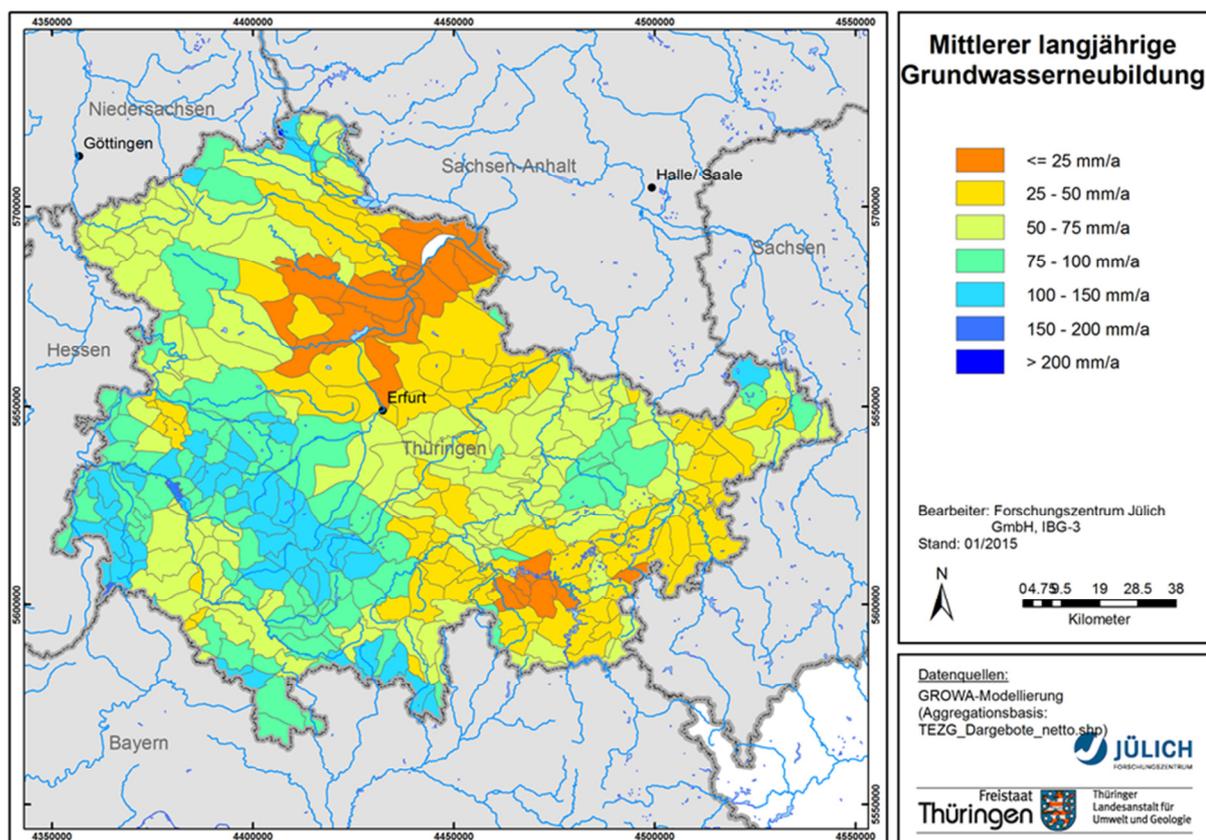


Abbildung 9-13: Teileinzugsgebietsbezogene Grundwasserneubildungshöhen aus der GROWA-Berechnung

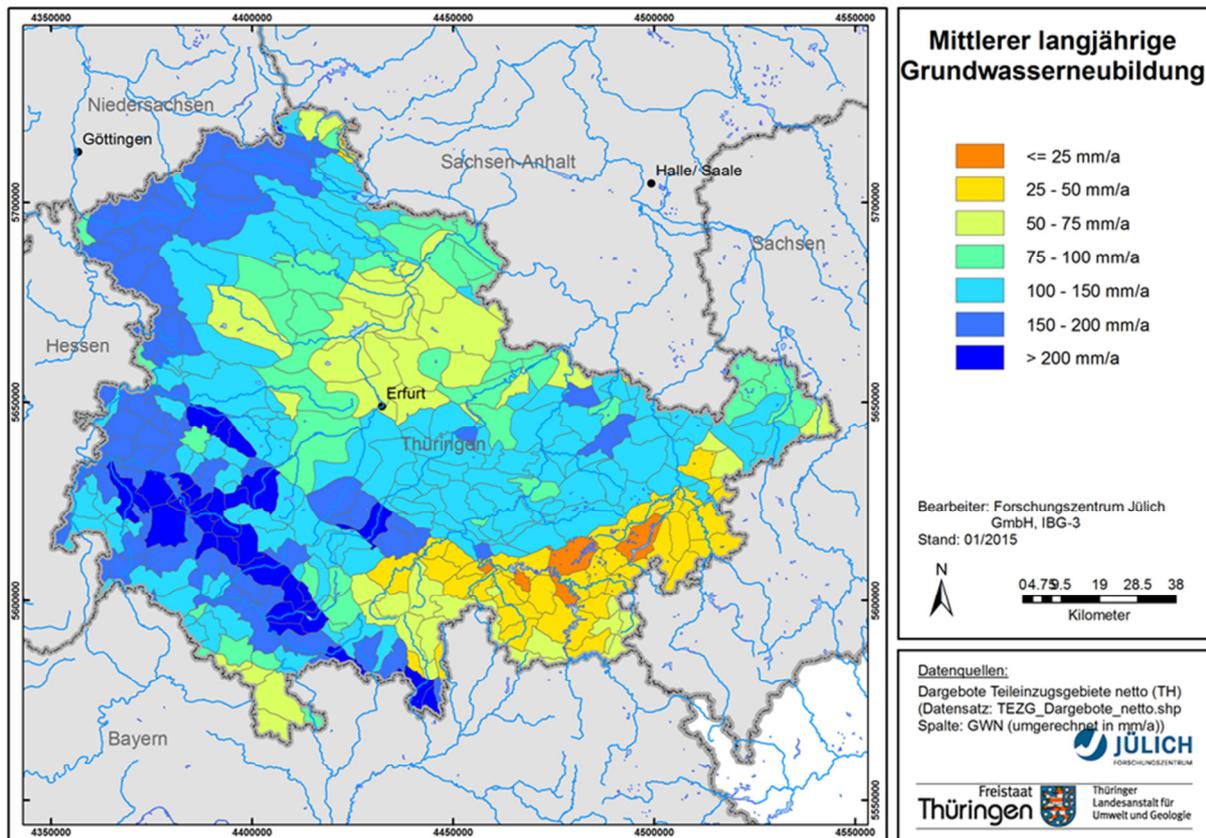


Abbildung 9-14: Teileinzugsgebietsbezogene Grundwasserneubildungshöhen aus der TLUG-Berechnung

Die Unterschiede in den Ergebnissen zur Grundwasserneubildung sind in erster Linie also methodisch bedingt. Vertiefende Analysen zu dieser Thematik werden empfohlen, standen jedoch nicht im Fokus der durchgeführten Studie.

10 Modellergebnisse zu den Bilanzpositionen der landwirtschaftlichen Stickstoffflächenbilanzierung

Nachfolgend werden die Ergebnisse zu den verschiedenen Bilanzpositionen der landwirtschaftlichen Stickstoffflächenbilanzierung nach RAUMIS dargestellt. Eine inhaltliche Darstellung der Bilanzglieder findet sich im Kapitel 3.4.

Die dargestellten Bilanzposten des RAUMIS-Modells umfassen die N-Zufuhr durch Wirtschafts- und Mineraldünger, die N-Entzüge durch das Erntegut sowie die N-Bilanzüberschüsse. Alle Bilanzgrößen beziehen sich auf die Periode 2009-2011 und sind auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Gemeinden bezogen. Dies kann zur Folge haben, dass sich in den Kartendarstellungen der N-Bilanzglieder (Abbildung 10-3, Abbildung 10-7, Abbildung 10-5, Abbildung 10-9) hohe Werte befinden, diese sich aber nur auf einen kleinen Anteil der Gemeindefläche beziehen, nämlich auf den Flächenanteil in der Gemeinde, der landwirtschaftlich genutzt wird.

10.1 Regionaler Anfall von organischem Stickstoff

Abbildung 10-1 zeigt den gesamten Anfall an organischem Stickstoff tierischer Herkunft für die einzelnen Gemeinden, sortiert nach ihrer Höhe in kg/ha LF. Die niedrigsten Werte auf der Gemeindeebene liegen bei null und steigen auf bis zu 650 kg N/ha LF an. Damit übersteigt in einige wenige Gemeinden der Anfall an tierischem Wirtschaftsdünger die Ausbringungsgrenze von 170 kg N/ha LF laut DüV. Nachfolgend wurde unterstellt, dass es in diesen Gemeinden zu einem Export von tierischem Wirtschaftsdünger in alle Nachbargemeinden des jeweiligen Landkreises kommt, sodass die DüV-Vorschrift eingehalten werden kann, ohne dass sich die Gesamtmenge von organischem Stickstoff verändert.

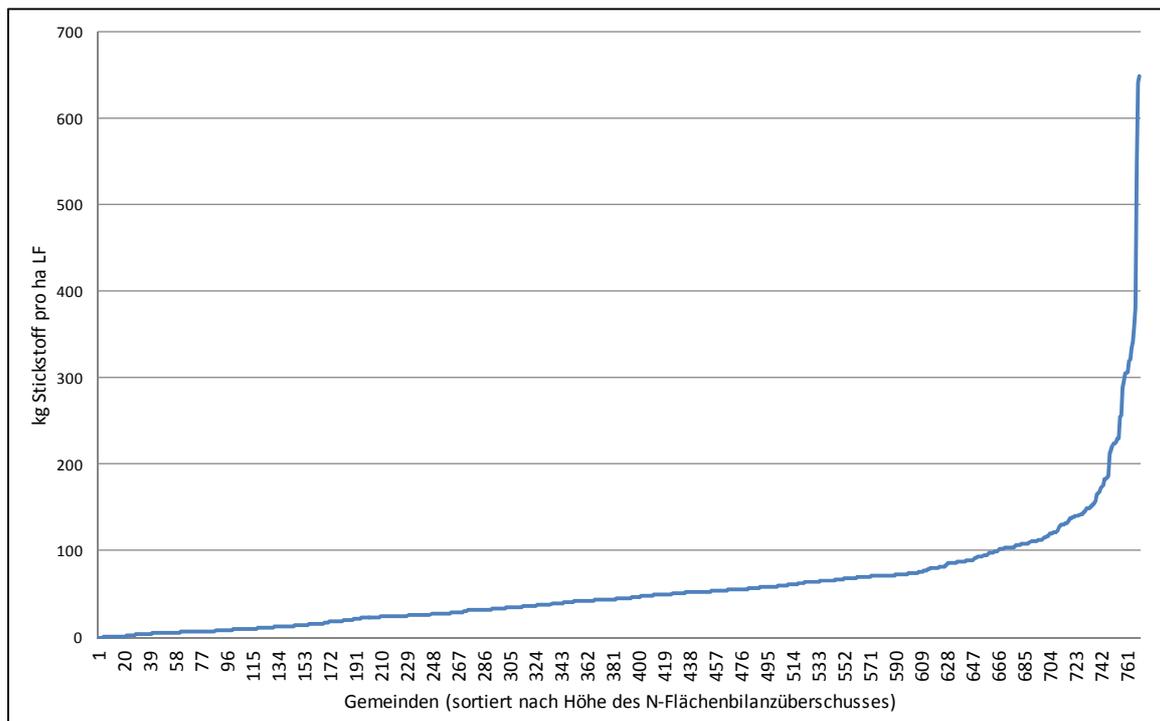


Abbildung 10-1: Anfall an organischem Stickstoff (tierischer Herkunft, insgesamt) auf der Gemeindeebene (in kg/ha LF, sortiert nach Höhe, 2010)

Abbildung 10-2 zeigt den Anfall an „anrechenbarem“ organischem Stickstoff für die einzelnen Gemeinden, sortiert nach ihrer Höhe in kg/ha LF. Hierbei handelt es sich um organischen Stickstoff aus der Tierhaltung, der Biogasproduktion sowie der Klärschlamm- und Kompostausbringung. Die niedrigsten Werte auf der Gemeindeebene liegen bei null und steigen auf bis zu 163 kg N/ha LF an. Der landesweite mittlere N-Anfall aus Wirtschaftsdüngern liegt bei 39 kg N/(ha·a). Hierin sind 4 kg/ha N aus Gärsubstraten sowie rund 1 kg/ha N aus der Klärschlammverbringung enthalten. Damit liegen alle Gemeinden unter der 170 kg Grenze laut DüV für organischen Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung.

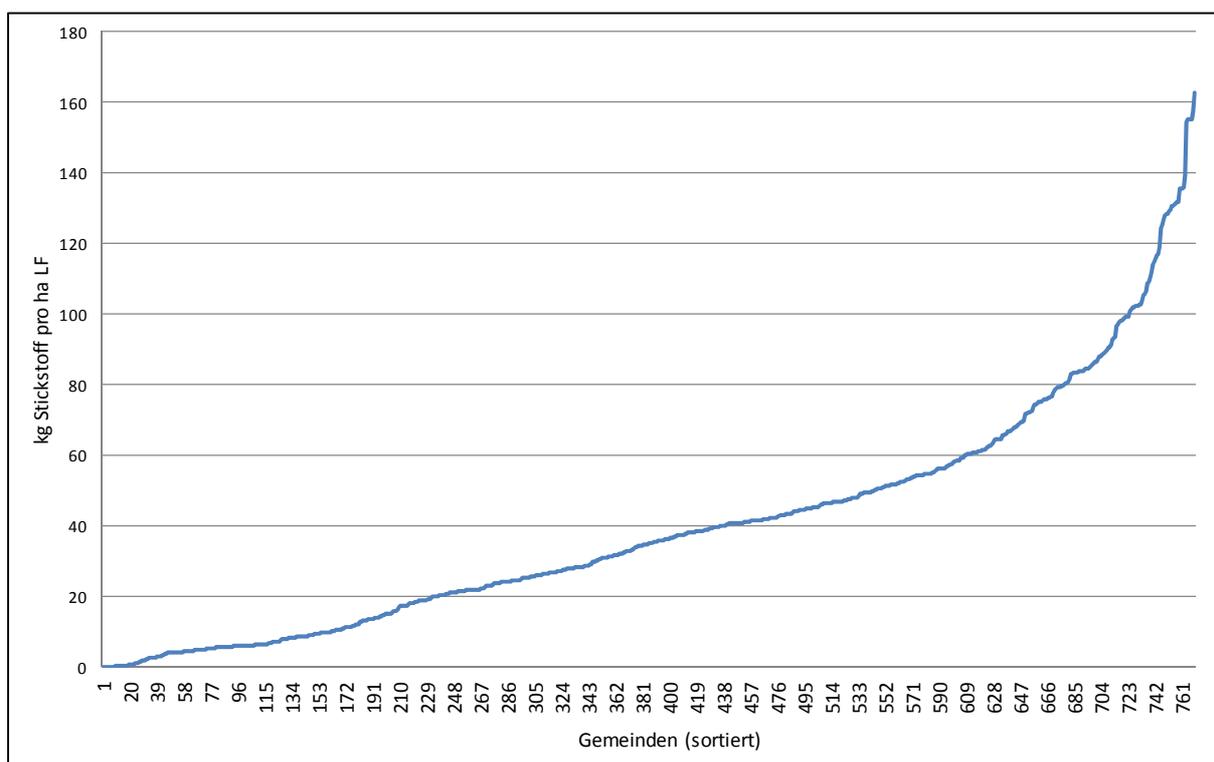


Abbildung 10-2: Anfall an organischem Stickstoff (anrechenbar) auf der Gemeindeebene (in kg/ha LF, sortiert nach Höhe, 2010)

Abbildung 10-3 zeigt die organische Stickstoffdüngung in ihrer räumlichen Verteilung. Die Gemeinden, für die in der Abbildung 10-3 keine Werte vorliegen erklären sich dadurch, dass es nicht in allen Gemeinden landwirtschaftliche Betriebe gibt (siehe ausführlich in Kapitel 3.6). In Thüringen findet sich keine stark ausgeprägte regional Konzentration der Tierhaltung wie sie beispielsweise in Niedersachsen oder Nordrhein Westfalen zu finden ist. Dennoch sind regional große Unterschiede zwischen den Gemeinden aber auch im Durchschnitt der Kreise zu beobachten. Geringe Umfänge an organischem Stickstoff fallen mit weniger als 25 kg/ha LF in den Landkreisen Unstrut-Hainich-Kreis, Kyffhäuserkreis sowie im Kreis Sömmerda an, während er im Landkreis Sonneberg 55 Kilogramm pro Hektar LF für das Jahr 2010 beträgt. Insgesamt beträgt die Zufuhr an „anrechenbarem“ organischem Stickstoff in Thüringen nach den Modellrechnungen etwas mehr 30.000 t N.

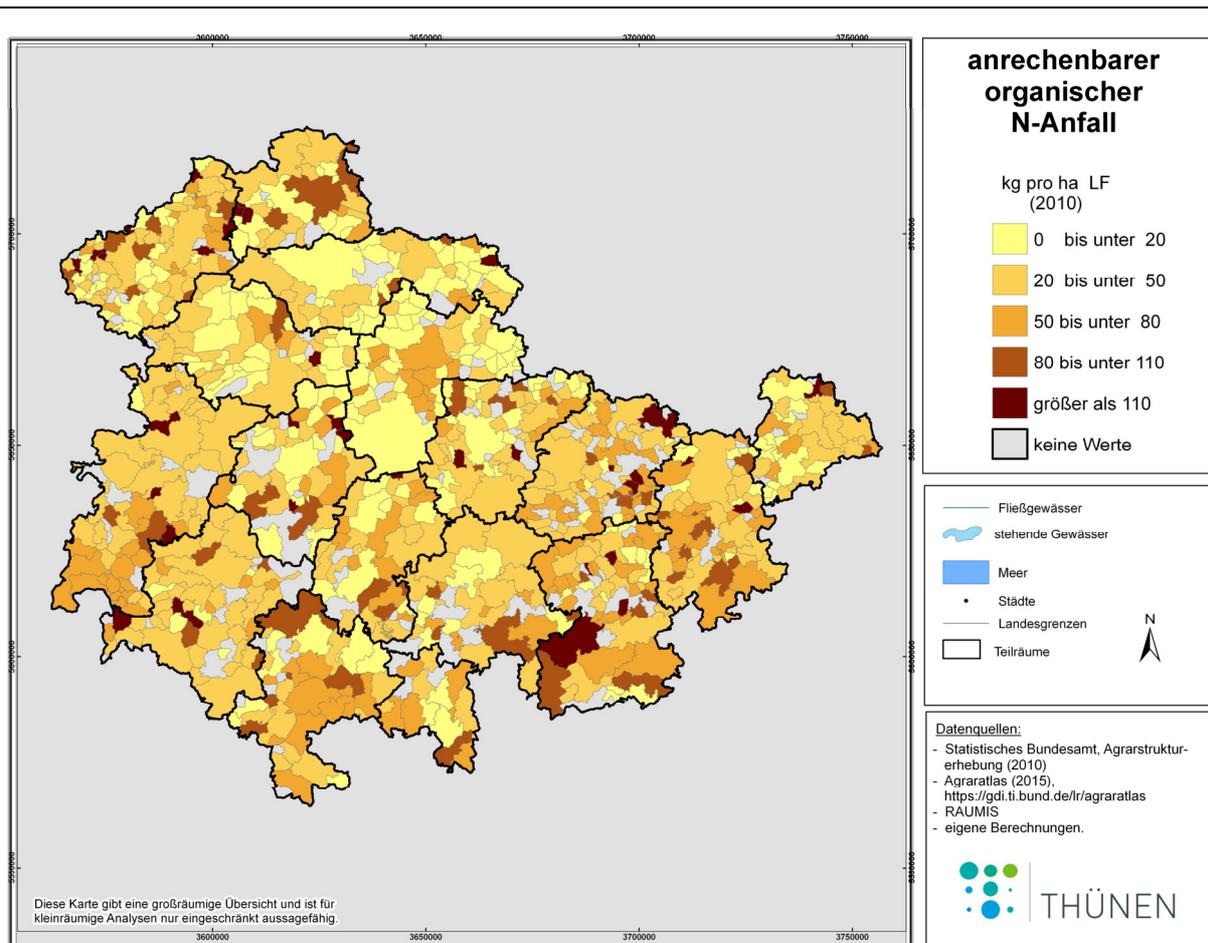


Abbildung 10-3: räumliche Verteilung des Stickstoffanfalls (anrechenbar) aus Wirtschaftsdünger inkl. Gärsubstrate

10.2 Stickstoffentzug über das Erntegut

Der Stickstoffentzug über das Erntegut bestimmt sich im Wesentlichen über die Anbaustruktur der pflanzlichen Produktionsverfahren, dem Stickstoffgehalt im Erntegut sowie durch die regionale Ertragshöhe der pflanzlichen Produktionsverfahren.

Abbildung 10-4 zeigt den Stickstoffentzug über das Erntegut für die einzelnen Gemeinden sortiert nach Höhe ihres N-Entzuges in kg/ha LF. Der regionale Stickstoffentzug über das Erntegut (siehe *Abbildung 10-5*) variiert zwischen den Gemeinden von gut 40 kg/ha LF bis zu 180 kg/ha LF, wobei er in rund 80% der Gemeinden in der Spanbreite zwischen 100 und 160 kg/ha LF liegt.

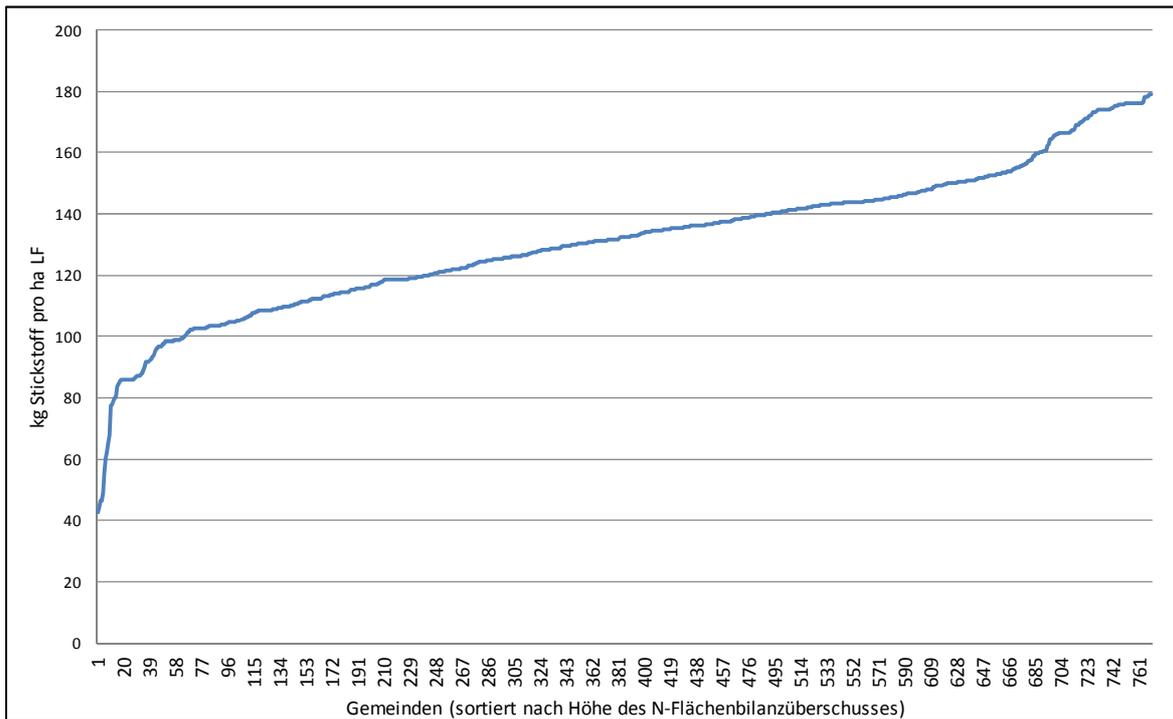


Abbildung 10-4: Stickstoffentzug über das Erntegut (in kg/ha LF, 2010)

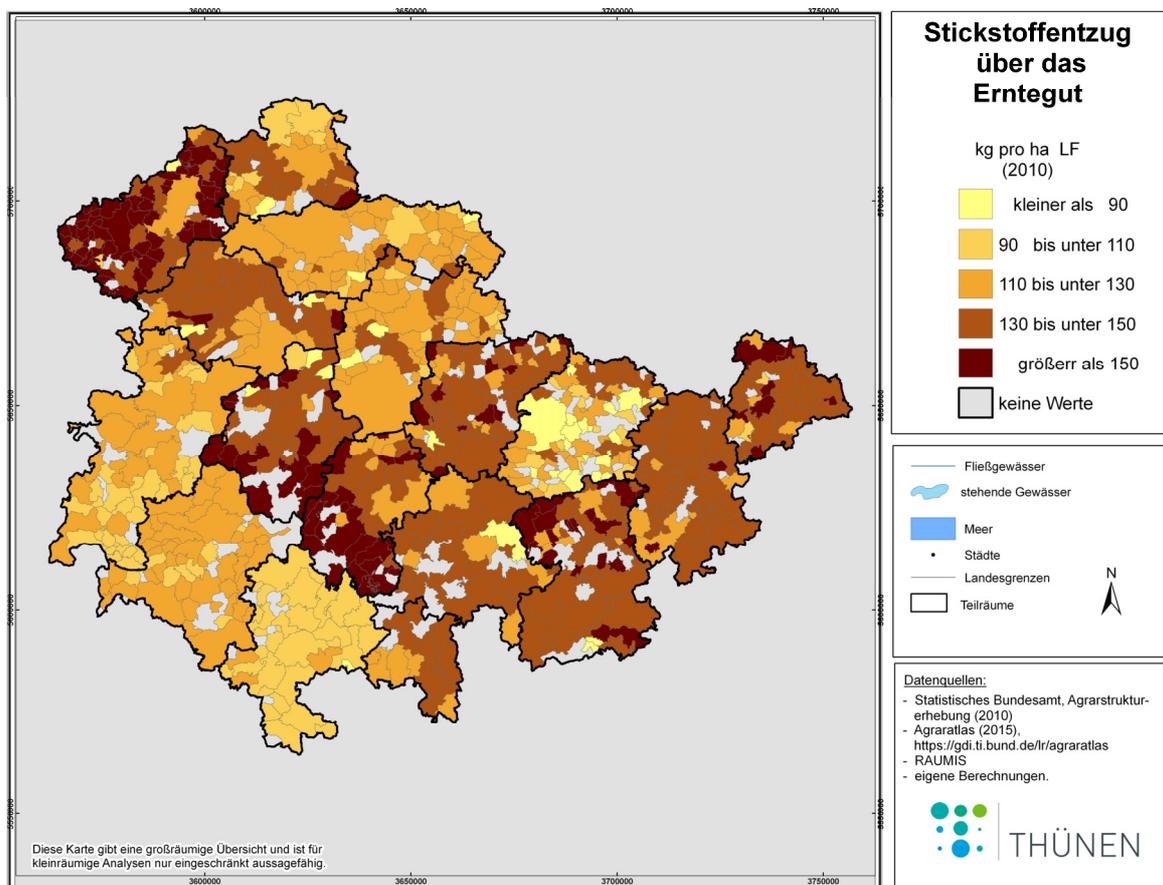


Abbildung 10-5: regionaler Stickstoffentzug über das Erntegut (in kg/ha LF, 2010)

Die hohe Variabilität der N-Entzüge zwischen den Gemeinden findet sich in abgemilderter Form selbst auf der Landkreisebene wieder. So differiert der N-Entzug zwischen dem Landkreis Hildburghausen mit durchschnittlich 106 kg/ha LF und dem Landkreis Eichsfeld mit rund 152 kg N-Entzug/ha LF, was einen Unterschied von rund +50% im Vergleich zum Landkreis Hildburghausen bedeutet. Der Durchschnitt über alle Landkreise liegt bei rund 131 kg N/ha LF. Damit beträgt die Gesamtentzug an Stickstoff für Thüringen nach den Modellrechnungen etwas mehr 103.000 t N.

10.3 Mineralische Stickstoffdüngung

Die regionale mineralische Stickstoffdüngung erklärt sich im Wesentlichen durch den regionalen Stickstoffentzug über das Erntegut (siehe Kapitel 10.2) sowie der regionalen Tierhaltungsstruktur. In den Gemeinden Thüringens liegen die mineralischen N-Düngegaben nach den Berechnungen zwischen fast null und rund 185 kg N/(ha·a), wobei die mittlere mineralische N-Düngung bei 117 kg N/(ha·a) liegt (siehe Abbildung 10-6). In etwa ¼ der Gemeinden variiert der mineralische Stickstoffeinsatz zwischen 80 kg/ha LF und 160 kg/ha LF

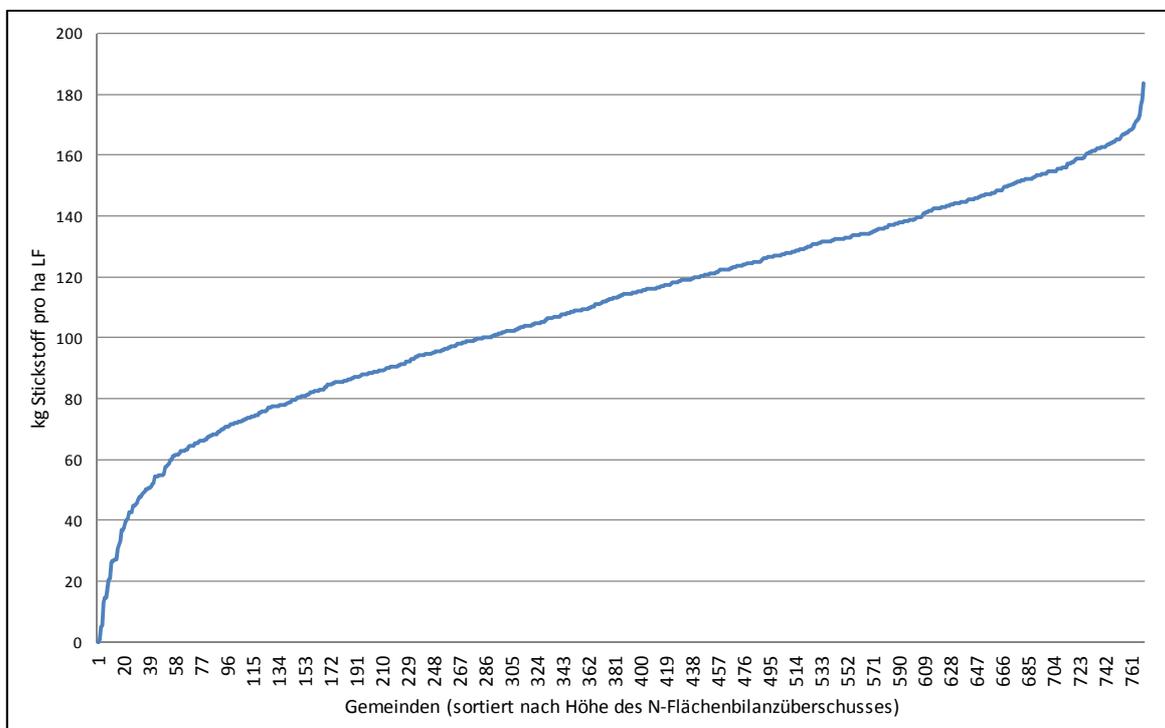


Abbildung 10-6: Mineralische N-Düngung (in kg/ha LF, 2010)

In der *Abbildung 10-7* wird die räumliche Verteilung des mineralischen Stickstoffdüngers für das 3-Jahresmittel 2010 dargestellt. Auch bei diesem Koeffizienten zeigt eine sehr hohe Variabilität zwischen den Gemeinden von Thüringen, selbst dann, wenn sie sich in unmittelbarer Nachbarschaft befinden. Ursächlich hierfür ist zum einen die ungleichverteilte regionale Tierhaltung und den hierüber anfallenden Wirtschaftsdünger (siehe *Abbildung 10-3*), die regionalen Ertragsunterschiede sowie die sich stark unterscheidende Anbaustruktur pflanzlicher Produktionsverfahren. Auf der Kreisebene findet nach den Berechnungen im Landkreis Hildburghausen mit durchschnittlich 75 kg N/ha LF der geringste Einsatz an mineralischem Stickstoff statt, während im Landkreis Eichsfeld mit rund 146 kg N/ha LF fast doppelt so viel Stickstoff mineralischen Ursprungs eingesetzt wird. Der Durchschnitt über alle Landkreise liegt bei rund 117 kg N/ha LF. Damit beträgt die Gesamtdüngemenge an mineralischen Stickstoff in Thüringen nach den Modellrechnungen etwa 92.000 t N.

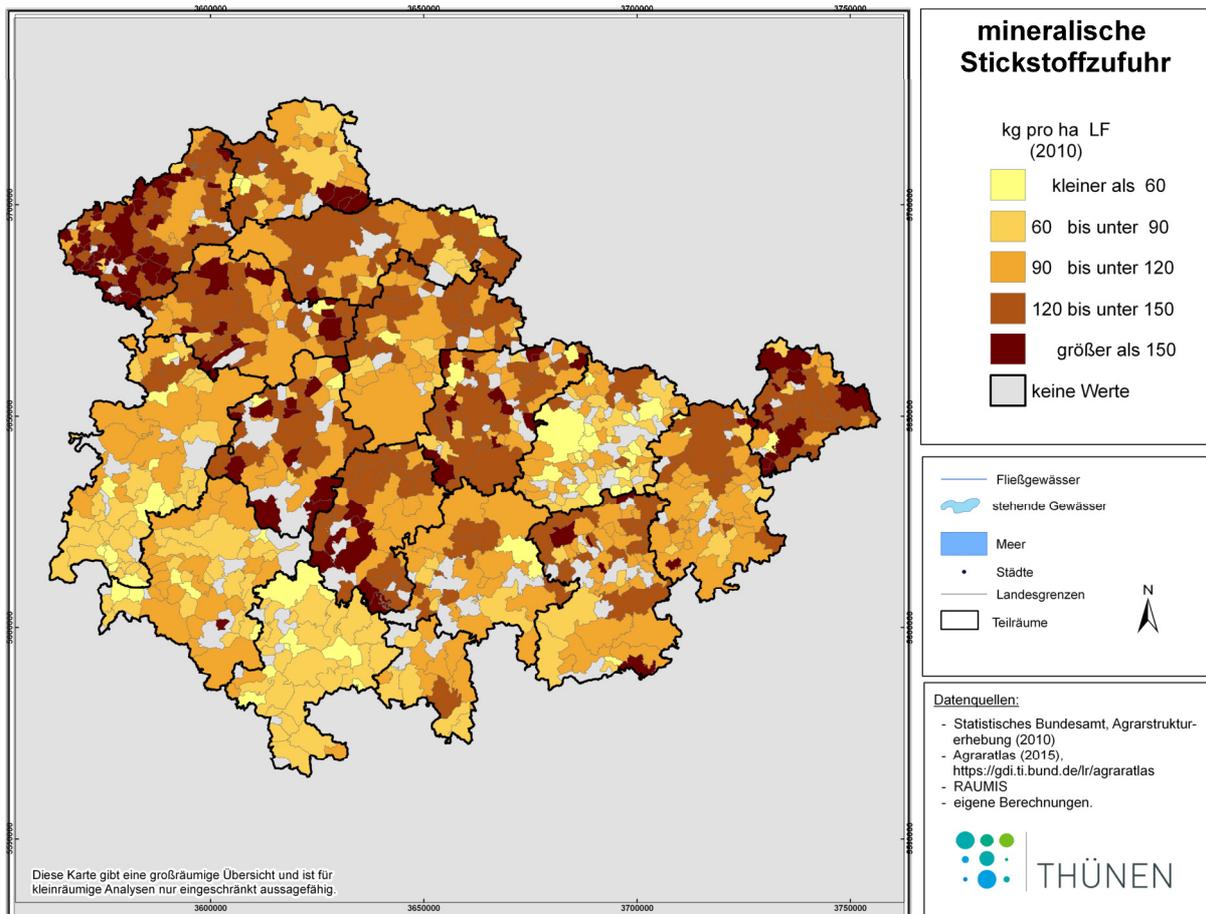


Abbildung 10-7: Mineralische N-Düngung (in kg/ha LF, 2010)

10.4 Stickstoffflächenbilanzüberschuss

Die Ergebnisse einer Saldierung aller Nährstoffbilanzglieder, so wie sie in Kapitel 3.4 dargestellt sind, werden nachfolgend dargestellt. *Abbildung 10-8* zeigt die Verteilung der N-Flächenbilanzüberschüsse auf der Gemeindeebene (sortiert nach Höhe ihres N-Flächenbilanzüberschusses in kg/ha LF). Die Überschüsse reichen von rund 10 kg/ha LF für die Gemeinde mit den niedrigsten Überschüssen bis hin zu etwas mehr als 90 kg N/ha LF für die Gemeinde mit dem höchsten Flächenbilanzüberschuss. Bei den Berechnungen wurde dabei lediglich der notwendige Transport von Wirtschaftsdünger unterstellt, um die maximale Ausbringungsgrenze von tierischem Wirtschaftsdünger von 170 kg N/ha LF laut DüV einhalten zu können. Mehr als 90% der Gemeinden können nach diesen Berechnungen und unter den getroffenen Annahmen Stickstoffflächenbilanzüberschüsse von weniger als 60 kg/ha LF ausweisen und sind somit in der Lage die Vorgaben der DüV einzuhalten. Weitere rund 5% der Gemeinden überschreiten den 60 kg Grenzwert mit weniger als 10% nur geringfügig.

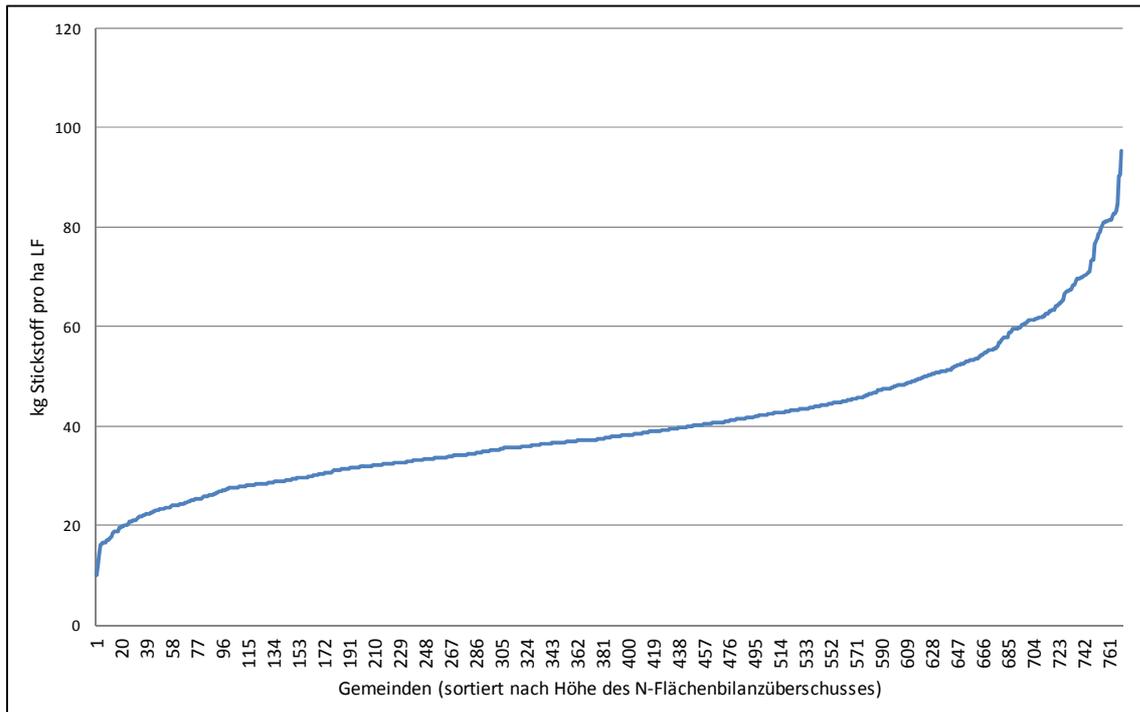


Abbildung 10-8: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)

In Abbildung 10-9 wird die räumliche Verteilung der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse für das 3-Jahresmittel 2010 dargestellt. Geringe Überschüsse finden sich in Regionen mit extensivem Grünland oder in den Regionen mit Ackerbau und geringer Tierhaltung. Hier wird der Düngebedarf überwiegend durch mineralischen Dünger gedeckt, der im Vergleich zum Wirtschaftsdünger eine höhere Düngeeffizienz aufweist. Durch die Abfuhr über das Erntegut und niedrige Zufuhr über Wirtschaftsdünger und Gärreste bleiben die Nährstoffüberschüsse in der Regel deutlich unter den Grenzwerten der DüV. Relativ hohe Nährstoffbilanzüberschüsse sind dort zu beobachten, wo durch die Tierhaltung größere Mengen organischer Nährstoffe dem Boden zugeführt, aber durch die Pflanzenproduktion nicht hinreichend Nährstoffe abgeführt werden. Durchschnitt Stickstoffflächenbilanzüberschüsse über alle Gemeinden beträgt rund 39 kg/ha LF und liegt damit deutlich unter dem Durchschnitt über alle Bundesländer der Bundesrepublik Deutschland. Die Gesamthöhe der Stickstoffflächenbilanzüberschüsse in Thüringen liegt bei rund 32.635 t N für das 3-Jahresmittel 2010.

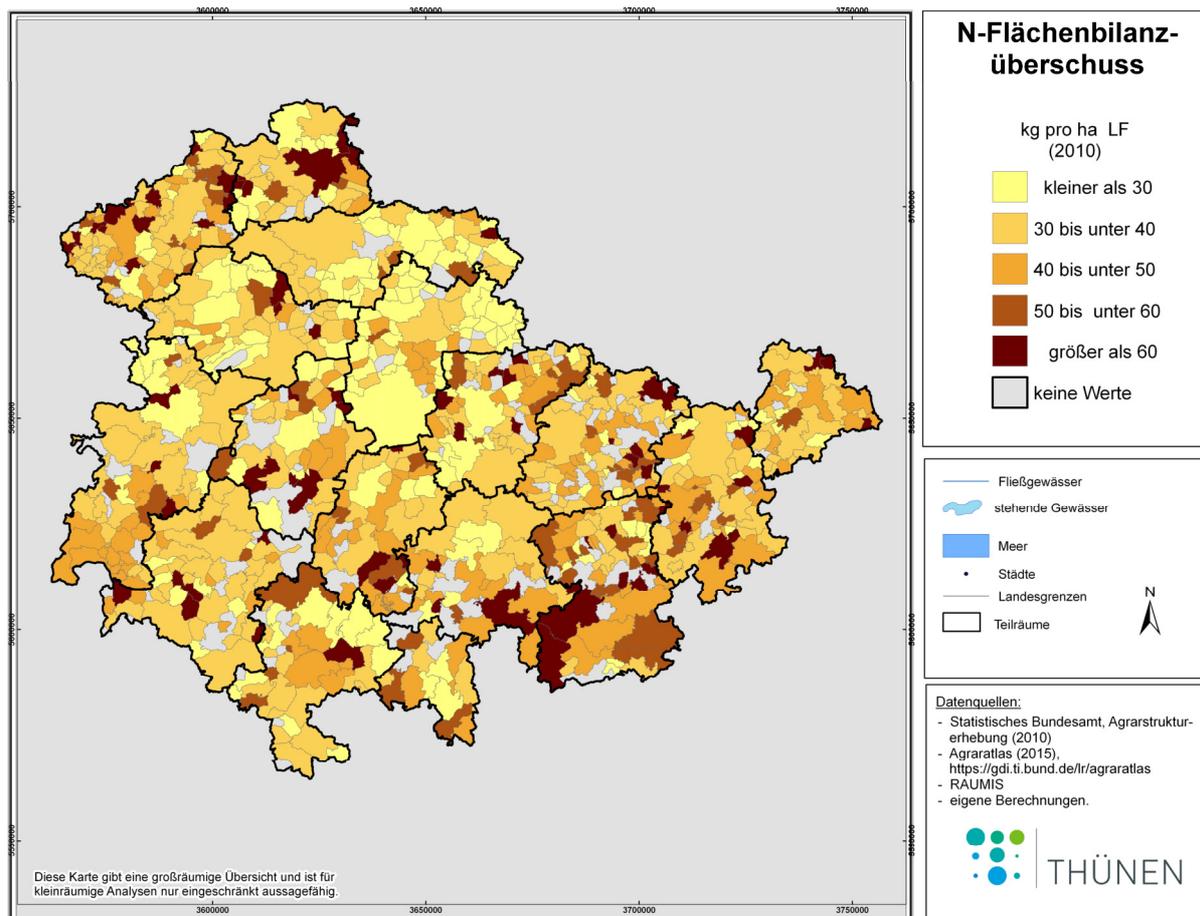


Abbildung 10-9: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)

10.5 Einordnung der Gemeindebilanzen gegenüber den Nährstoffvergleichen laut DüV

Es wurden insgesamt 364 Datensätze aus den einzelbetrieblichen Nährstoffvergleichen für die Jahre 2009, 2010 und 2011 bereitgestellt. Davon entfielen 120 auf das Jahr 2009, 121 auf das Jahr 2010 sowie 123 auf das Jahr 2011. Hierdurch wurden jährlich rund 13% der landwirtschaftlichen Landesfläche abgebildet. Die betriebliche Zusammensetzung des Datensatzes variiert zwischen den Jahren sehr. Lediglich von 55 Betrieben lagen Daten für alle Jahre vor. Diese Betriebe bewirtschaften rund 7% der landwirtschaftlichen Landesfläche.

Die zur Verfügung gestellten Ergebnisse der Nährstoffvergleiche wurden zur Einordnung der Modellergebnisse genutzt. Für den direkten Eingang in die Berechnungen sind sie aus den nachfolgenden Gründen nur sehr bedingt geeignet:

- Eine Auswertung der Nährstoffvergleiche hat ergeben, dass die Stickstoffbilanzen zwischen den Jahren erheblich schwanken. So weicht das Jahr 2009 um rund 14% vom Dreijahresmittel nach unten ab, während das Jahr 2010 um rund 17% im Vergleich zum Dreijahresmittel (2009-2011) nach oben abweicht.
- Auf der Basis von lediglich drei Jahren lässt sich nicht abschätzen, welche Jahre einem Durchschnittsjahr nahekommen und ob Einzeljahre durch jahresspezifische Besonderheiten besonders stark beeinflusst wurden.
- Es ist zu erwarten, dass die unterschiedliche Zusammensetzung der Betriebe für die einzelnen Jahre dazu führt, dass sich die jahresspezifischen Effekte verstärken oder

aber abschwächen. Somit würde das Dreijahresmittel auch durch die unterschiedliche Betriebszusammensetzung beeinflusst und die Ergebnisse entsprechend verzerrt werden.

- Die Stickstoffbilanzüberschüsse weisen auf der betrieblichen Ebene eine sehr hohe Varianz aus, die nicht durch die Betriebsstruktur, die Produktionsstruktur, die Standorteigenschaften und/oder durch unterschiedliche Betriebsleiterfähigkeiten erklärt werden können. So weisen Betriebe für Stickstoff teilweise deutliche negative Bilanzüberschüsse auf. Diese können vermutlich durch betriebsspezifische Besonderheiten, die sich aber nicht aus dem Datensatz ergeben, plausibel begründet werden. Für die Ableitung/Anpassung der Rechenregeln der Bilanzglieder stellen diese Größen allerdings ein Problem dar.
- Die Datensätze stellen eine Stichprobe dar. Jeder Datensatz steht für eine Gruppe von Betrieben. Somit wird jedem „Stichprobenbetrieb“ bei der Übertragung auf gesamt Thüringen ein relativ hohes Gewicht beigemessen, mit entsprechendem Einfluss auf die Ergebnisse.
- In Thüringen wurden im Rahmen der Nährstoffmodellierung rund 770 Gemeinden untersucht. Der durchschnittliche Stichprobenumfang lag bei rund 120 Datensätzen pro Jahr. Somit liegt im Durchschnitt nur für jede 6. bis 7. Gemeinde ein Datensatz vor. Für die Ableitung von regionalen Einflüssen auf die Stickstoffbilanzüberschüsse ist die Anzahl der Datensätze nicht hinreichend. Allerdings lassen sich die Daten nutzen, um insgesamt die Modellergebnisse zur Stickstoffbilanzierung einordnen und validieren zu können.

Da die einzelbetrieblichen Nährstoffvergleiche aus inhaltlichen Gründen nicht direkt für die N-Bilanzierung genutzt werden konnten, wurden sie im Nachgang der Nährstoffbilanzmodellierung zur Einordnung der Ergebnisse herangezogen.

Im Durchschnitt der rund 120 einzelbetrieblichen Nährstoffvergleiche lag der Stickstoffbilanzüberschuss bei 39,91 kg pro ha LF für den Durchschnitt der drei Jahre 2009-2011. Demgegenüber wurde im Rahmen der Modellierung über alle Gemeinden ein durchschnittlicher Bilanzüberschuss für das Durchschnittsjahr 2010 von 38,7 kg N/ha LF errechnet.

Die Daten des Nährstoffvergleichs sowie die Modellergebnisse ähneln sich auch bzgl. der einzelnen Bilanzglieder. So liegt der Stickstoffentzug bei den Nährstoffvergleichsdaten im Durchschnitt bei 132 kg N/ha LF und bei den Modellergebnissen bei 131 kg N/ha LF. Abweichungen sind hingegen bei der symbiotischen Stickstofffixierung und infolgedessen auch beim Mineraldüngereinsatz zu beobachten. Im RAUMIS-Ansatz wird auf extensivem Grünland eine symbiotische N-Fixierung unterstellt, die im Nährstoffvergleich keine Berücksichtigung findet. Hierdurch erhöht sich die durchschnittliche N-Fixierung im Vergleich zu den Nährstoffvergleichsdaten um 6 kg N /ha LF. Entsprechend geringer fällt in RAUMIS der Mineraldüngereinsatz aus, sodass in Konsequenz der durchschnittliche N-Bilanzüberschuss in beiden Fällen wieder nahezu identisch ist.

10.6 Übertragung des landwirtschaftlichen N-Flächenbilanzüberschusses auf die Landwirtschaftsfläche der hydrologischen Modelle sowie die flächendeckende Berücksichtigung der atmosphärischen Deposition

Um sicher zu stellen, dass für Wald- und Siedlungsflächen keine N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft in die Modellierung der diffusen N-Einträge in das Grundwasser und die Oberflächengewässer eingehen, wurden die auf Gemeindeebene vorliegenden Stickstoffbilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft in einem nächsten Schritt auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) disaggregiert. Dabei wurden die Objektkategorien „Ackerlandnutzung“ und „Grünlandnutzung“ unterschieden.

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. Als atmosphärische N-Deposition wurden die von Gauger et al. (2008) ermittelten Werte berücksichtigt.

Abbildung 10-10 zeigt die regionale Verteilung der durch atmosphärische Deposition eingebrachten Stickstoffmengen für die Referenzperiode 2004-2007. Vor allem im Thüringer Wald und anderen größeren bewaldeten Regionen können atmosphärische N-Depositionen von mehr als 25 kg/(ha·a) auftreten. Im Thüringer Becken übersteigen die Werte dagegen selten 15 kg N/(ha·a). Gemittelt über die Landesfläche Thüringens liegt die atmosphärische Deposition bei ca. 19 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 31.628 t N/a entspricht. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition liegt damit in Thüringen in einer Größenordnung, die mit den N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft vergleichbar ist.

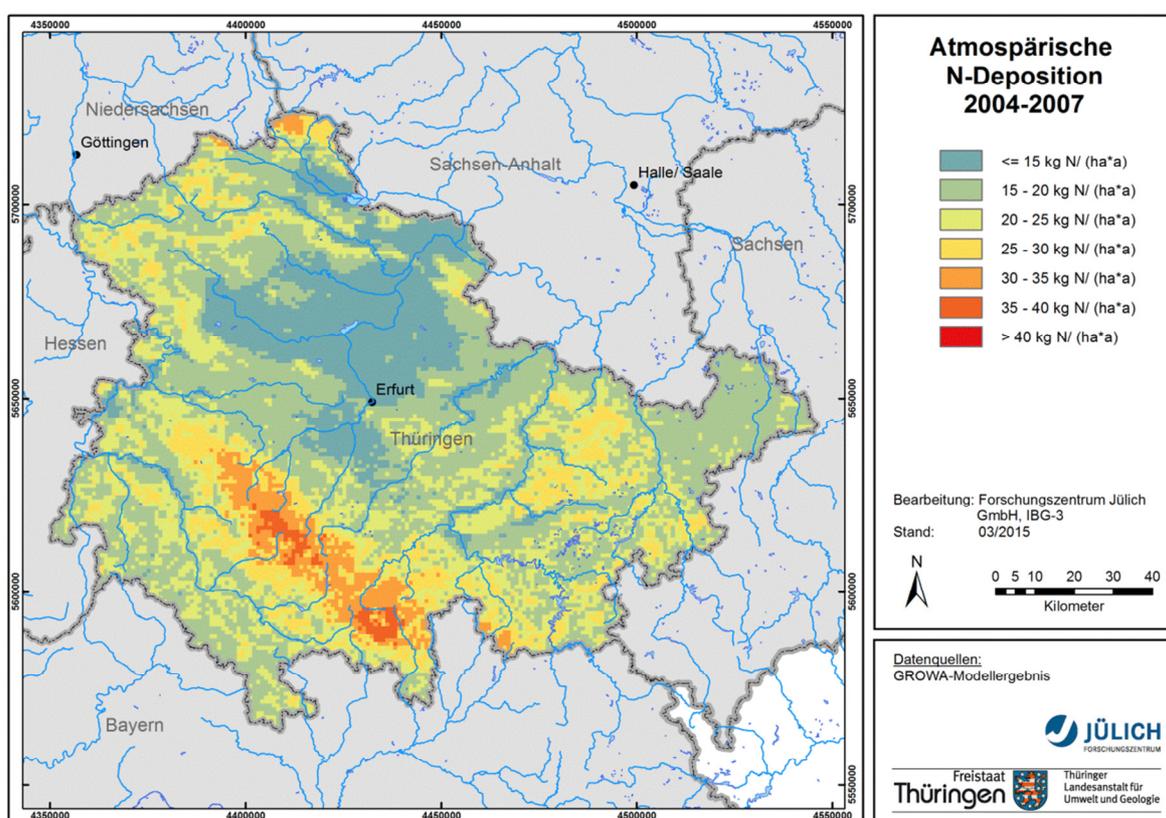


Abbildung 10-10: Atmosphärische N-Deposition

Der N-Überschuss im Boden entspricht aber nicht nur der Summe von N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition. Zusätzlich ist die N-Festlegung im Boden zu berücksichtigen. Bei deren Ermittlung wird davon ausgegangen, dass es unter Grünland und Wald zu einer nennenswerten N-Speicherung (N-Immobilisierung) im Boden kommt. Diese N-Immobilisierung wurde in Anlehnung an Müller und Raissi (2002) für Grünland bei 57%, für Nadelwald bei 50% und für Laubwald bei 71% der Summe aus N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft und atmosphärischer Deposition angesetzt. Bei ackerbaulich genutzten Böden wird dagegen davon ausgegangen, dass die Böden durch die jahrelange Düngung eine N-Sättigung aufweisen, so dass die N-Gehalte in der Bodensubstanz des Oberbodens nahezu konstant bleiben. Die N-Überschüsse im Boden ackerbaulich genutzter Böden entsprechen dann genau dem nicht von der Erntesubstanz aufgenommen N-Eintrag (N-Überschüsse der Landwirtschaft und atmosphärische De-

position). Abbildung 10-11 zeigt zusammenfassend die Summe der N-Überschüsse aus der Düngung, dem Stoffumsatz im Boden und der atmosphärischen Deposition.

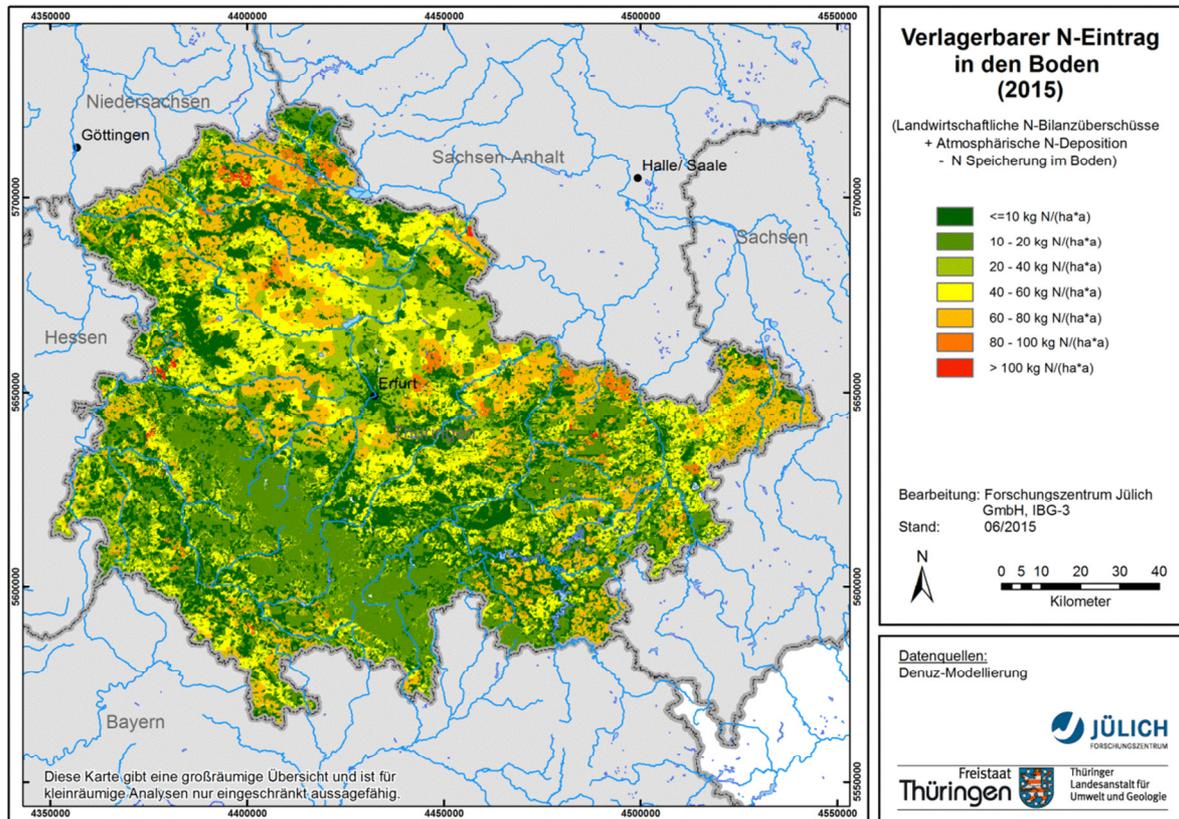


Abbildung 10-11: Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden unter Berücksichtigung der N-Speicherung im Boden

Im Landesmittel liegen die N-Überschüsse im Boden bei ca. 47.421 t N/a, was ca. 29 kg N/(ha·a) entspricht. Deutlich hebt sich der Thüringer Wald als Landschaftseinheit heraus. Zwar sind dort die landwirtschaftlichen N-Überschüsse aufgrund seiner extensiven landwirtschaftlichen Nutzung relativ gering, die atmosphärische N-Deposition im Wald ist jedoch sehr hoch, so dass trotz der für Wälder typischen N-Immobilisierung, ein flächendeckender N-Überschuss im Boden zwischen 10 und 20 kg N/(ha·a) auftritt. Intensiv ackerbaulich genutzte Regionen wie im Thüringer Becken weisen typischerweise N-Überschüsse im Boden oberhalb von 40 kg N/(ha·a) auf. N-Überschüsse im Boden unterhalb von 10 kg N/(ha·a) treten dagegen nur vereinzelt auf. Hierbei handelt es sich meist um Grünlandstandorte.

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

11.1 Nitratabbau im Boden und Stickstoffausträge aus dem Boden

11.1.1 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 u. 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. Diese Klassifizierung wurde auf die in Thüringen vorkommenden Böden übertragen (siehe Abbildung 11-1).

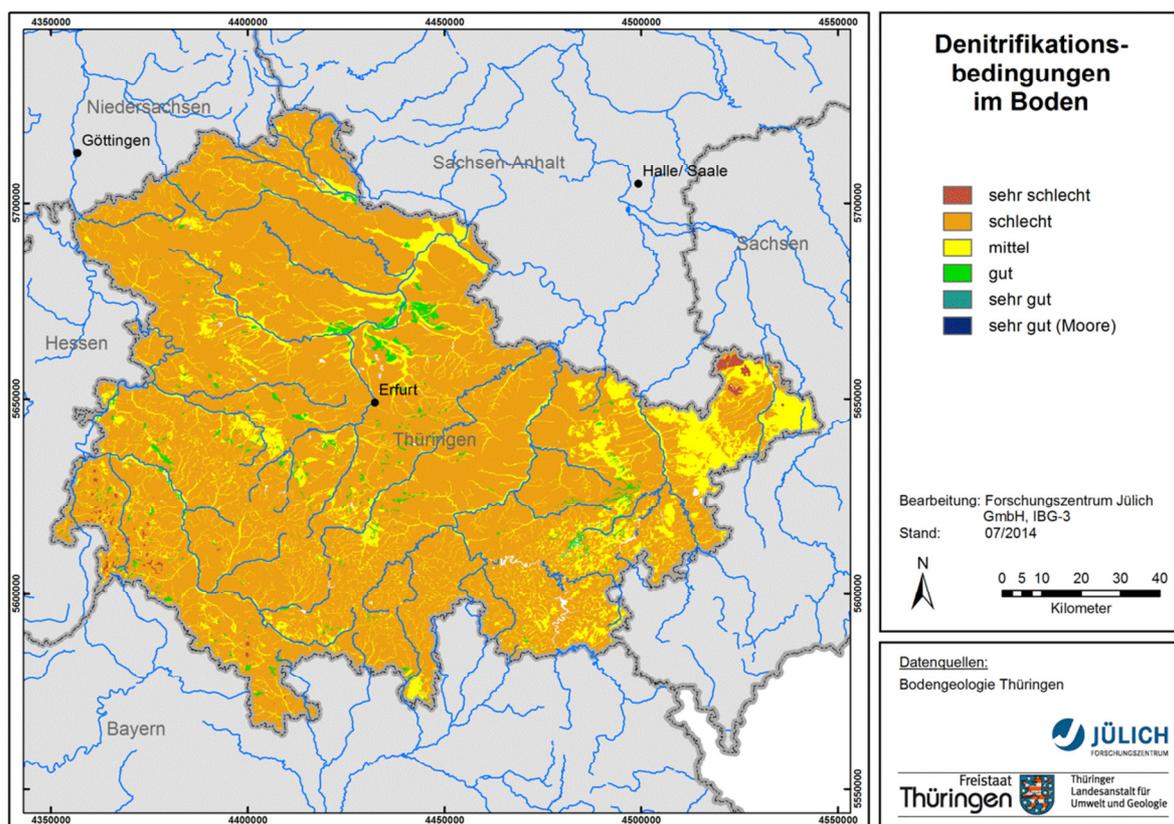


Abbildung 11-1: Denitrifikationsbedingungen im Boden

Abbildung 11-1 zeigt, dass in den Böden Thüringens überwiegend schlechte Denitrifikationsbedingungen auftreten. Dies hat in erster Linie damit zu tun, dass im Thüringer Becken gut durchlüftete Schwarzerden und Rendzinen anstehen, während in den Böden der flachgründig verwitterten Festgesteine (z.B. Thüringer Wald und Thüringer Schiefergebirge) vor allem Braunerden mit für Denitrifikationsprozesse ungünstigen Temperaturen und Humusgehalten

vorherrschen. Mittlere bis gute Denitrifikationsbedingungen weisen lediglich die Pseudogleye und die Böden der Flussauen auf.

11.1.2 Verweilzeit des Sickerwassers im Boden

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 beschriebenen Verfahren unter Einbeziehung der Sickerwasserhöhen und der nutzbaren Feldkapazität des effektiven Wurzelraums (abgeleitet). Die berechnete Verweilzeit des Sickerwassers im Boden ist in Abbildung 11-2 dargestellt.

Es zeigt sich, dass in vielen Böden der Mittelgebirgsregion Verweilzeiten im Boden von unter einem halben Jahr auftreten können. Dort wird folglich weniger als die maximal mögliche jährliche Nitratabbauleistung im Boden (vgl. Tabelle 5-1 und 5-2) realisiert. Die Böden im Thüringer Becken weisen dahingegen überwiegend Verweilzeiten von zwei 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.

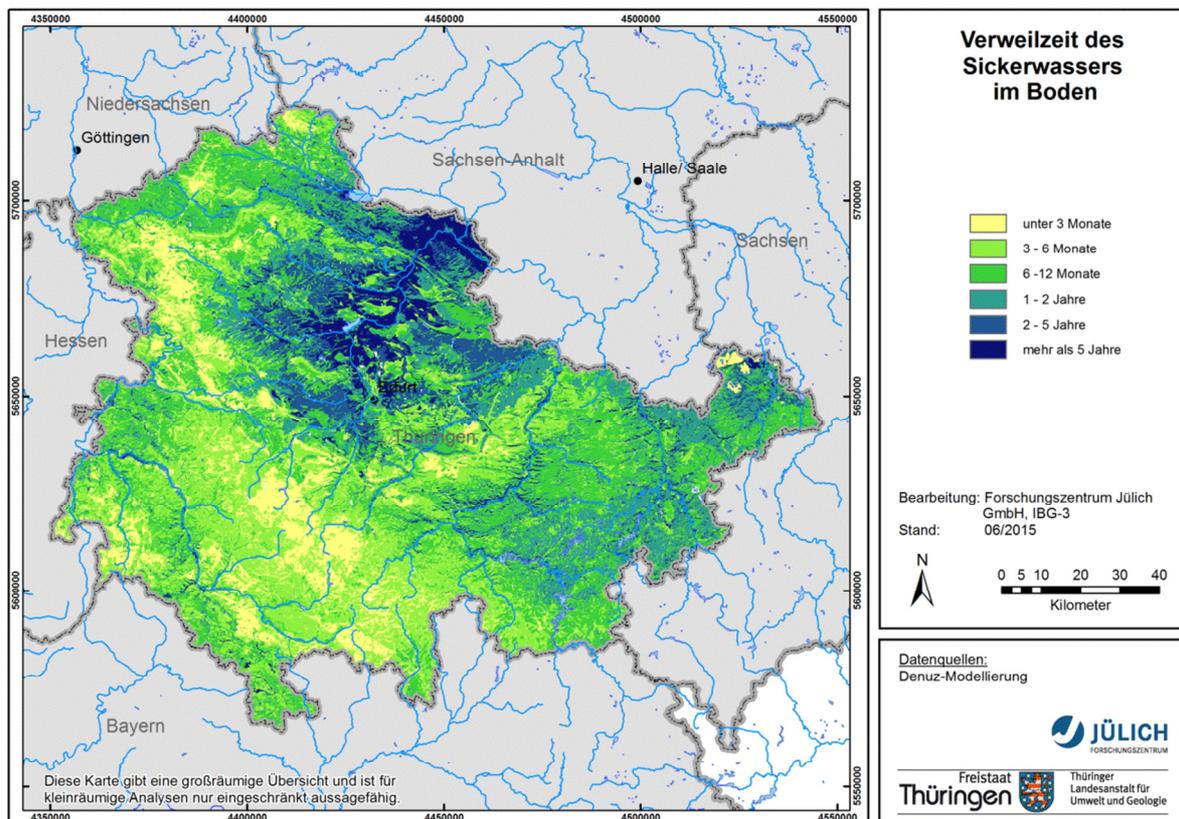


Abbildung 11-2: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden

11.1.3 N-Austrag aus dem 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 11-3 dargestellt.

Die Karte illustriert, dass die Denitrifikation im Boden zu einer nur relativ geringen Reduzierung der verlagerbaren N-Menge im Boden in den Regionen führt, in denen geringe Verweilzeiten des Sickerwassers im durchwurzelten Boden auftreten. In der Regel sind dies die Regionen, für die nur geringe Gesamtsummen aus landwirtschaftlichem N-Überschuss und atmosphärischer Deposition berechnet wurden, wie z.B. für den Thüringer Wald. Dort führt die Denitrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von lediglich ca. 10 – 20%. Dagegen führen in den Regionen Thüringens mit langen Verweilzeit des Sickerwassers im Boden dazu, dass mehr als 70% der ausgewiesenen N-Überschüsse im Boden denitrifiziert werden können. Bezogen auf die gesamte Landesfläche werden in Thüringen ca. 13.720 t N/a denitrifiziert, was ca. 25% der verlagerbaren N-Menge im Boden entspricht.

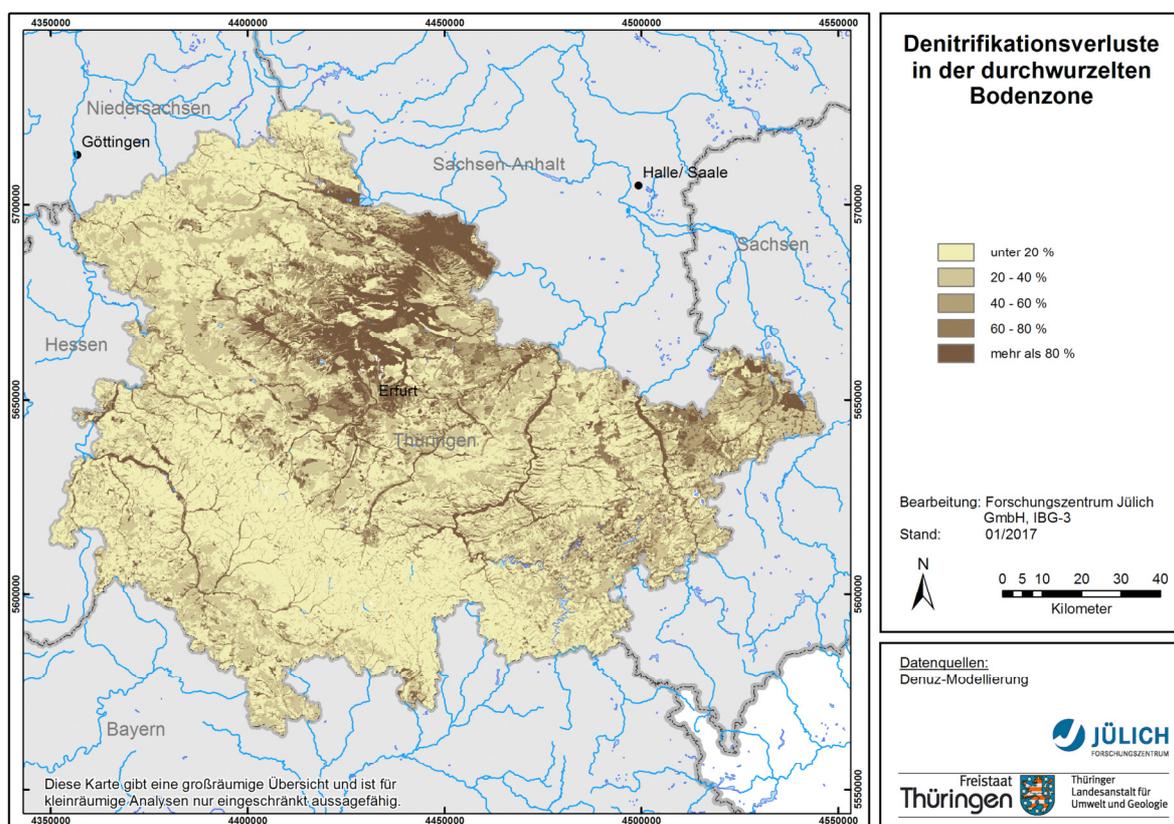


Abbildung 11-3: Denitrifikationsverluste im Boden

Abbildung 11-4 zeigt den entsprechenden N-Austrag aus dem Boden, welcher der auswaschungsgefährdete N-Menge im Boden entspricht. So liegt der mittlere N-Austrag aus dem Boden auf Landesebene bei ca. 21 kg N/(ha·a). Vor allem im Kernbereich des landwirtschaftlich genutzten Thüringer Beckens werden die auswaschungsgefährdeten Nitrat-N-Mengen im Boden aufgrund der geringen Austauschhäufigkeit des Bodenwassers erheblich reduziert. In den Mittelgebirgen werden zwar meist weniger als 20% des eingetragenen Stickstoffs im Boden denitrifiziert, jedoch sind dort auch die N-Zufuhren im Boden 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 Einzugsgebiet der Helme, im Gebiet der Hainleite und im Osterland. Die Gesamtsumme der auswaschungsfährdeten N-Menge im Boden liegt bei ca. 33.702 t N/a.

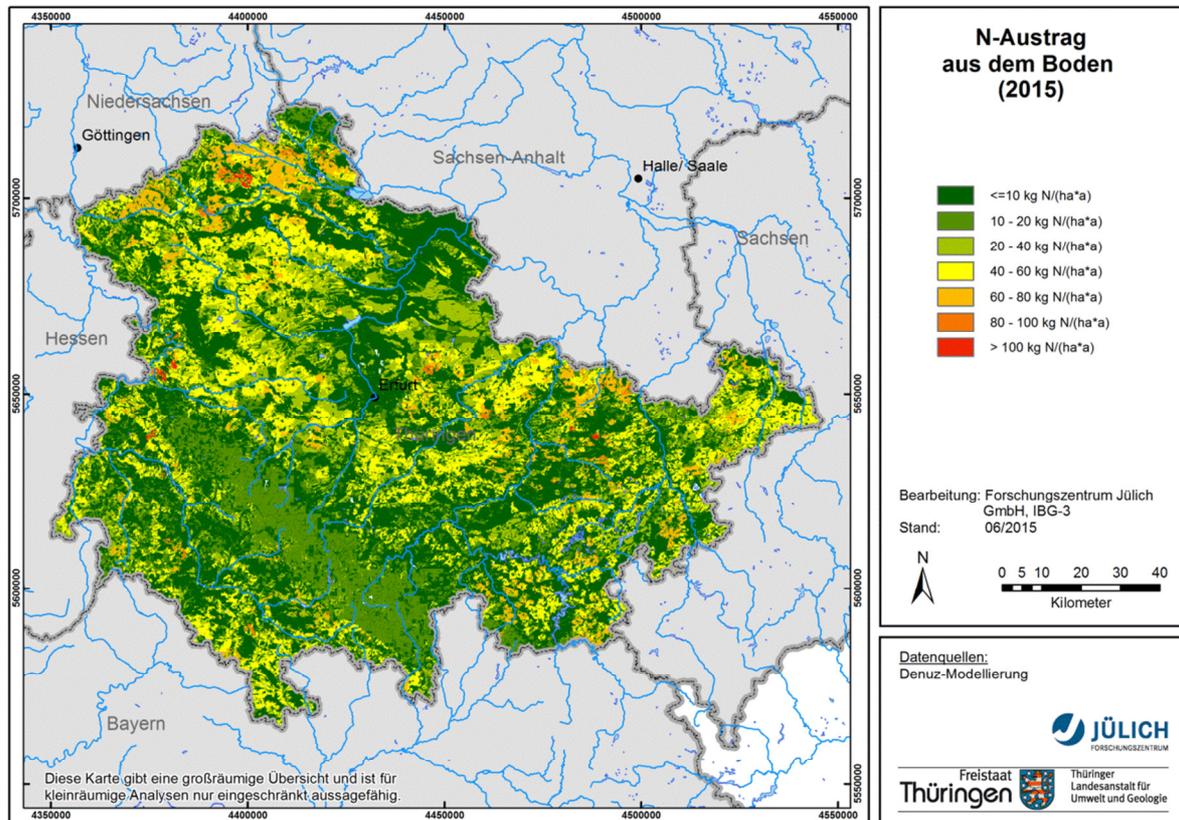


Abbildung 11-4: N-Austrag aus dem Boden

11.2 Diffuse N-Einträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer

Da Denitrifikationsprozesse in der ungesättigten Zone unterhalb des durchwurzelten Bereichs vernachlässigt werden, entspricht der N-Austrag aus dem 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 „Abfluss aus künstlichen Entwässerungssystemen“ und „natürlicher Zwischenabfluss“ 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. Auf seinem Transport im Grundwasserraum können weitere Abbauprozesse auftreten, die die Nitratreinträge in die Vorfluter über den Grundwasserabfluss unter Umständen deutlich reduzieren. Im Folgenden werden die Ergebnisse der Modellierung der diffusen Nitratreinträge in die Oberflächengewässer über den Direktabfluss sowie die Modellierung des reaktiven Nitrattransports im Grundwasser und die Ergebnisse zum grundwasserbürtigen Nitratreintrag in die Oberflächengewässer zusammenfassend dargestellt und diskutiert.

11.2.1 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. 25.000 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), vgl. Abbildung 9-9. vorgenommen. Hieraus wurde dann ein Mittelwert der N-Deposition auf den Gewässerflächen des jeweiligen Einzugsgebietes bestimmt. Gemittelt über alle Gewässerflächen Thüringens ergibt sich dann ein Wert für die N-Einträge in die Oberflächengewässer über die atmosphärische Deposition von ca. 174 t N/a.

11.2.2 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Abbildung 11-5 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 < 40 t N/a liegt.

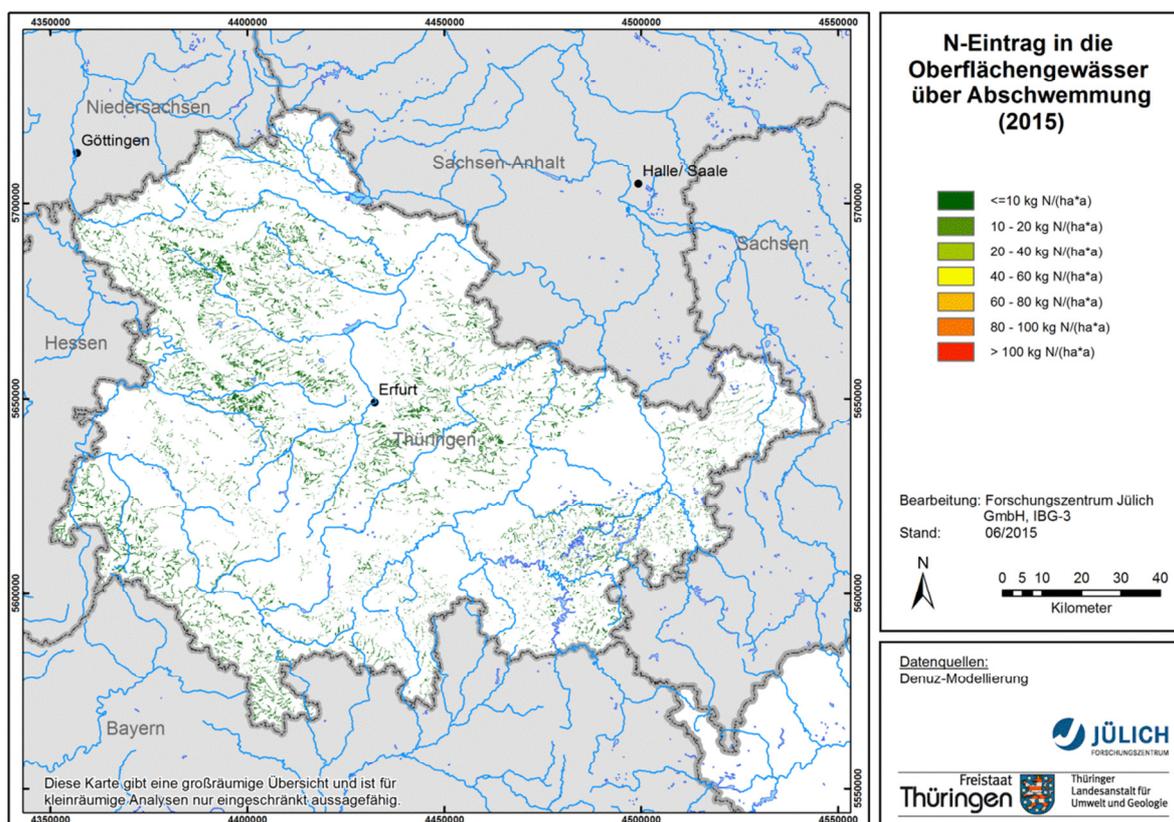


Abbildung 11-5: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

11.2.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Abbildung 11-6 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 Fließgewässer auszeichnen müssen, ist die Anzahl der Teilflächen, von denen ein Sedimenteintrag in die Oberflächengewässer stattfinden kann, relativ gering.

Bei einem geschätzten mittleren N-Gehalt im Oberboden von 2.000 mg/kg ergeben sich für Ackerflächen mit Gewässeranbindung sowie basierend auf dem angegebenen mittleren Bodenabtrag von Ackerflächen erosionsbedingte N-Einträge in die Oberflächengewässer von ca. 1.210 t N/a . Informationen zur Methodik sind in Kapitel 6.4 zu finden.

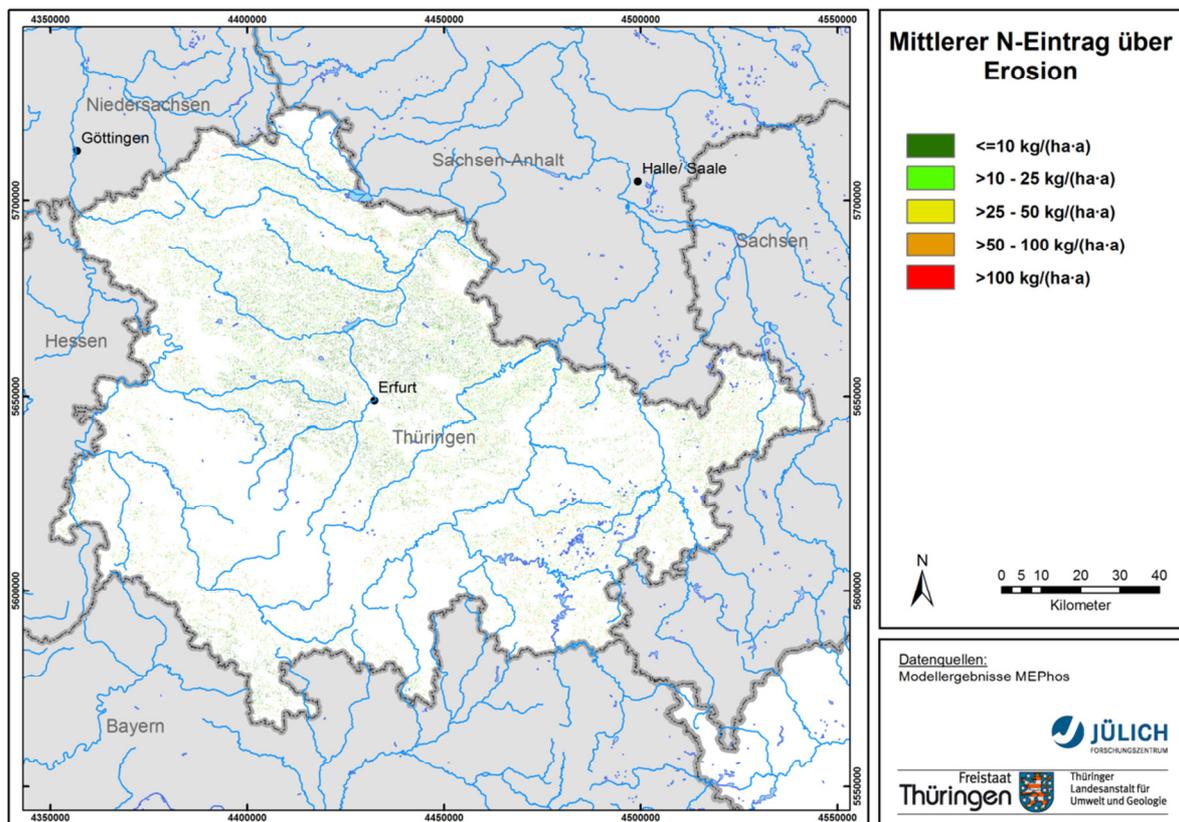


Abbildung 11-6: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

11.2.4 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Abfluss aus Drainagen

In Abbildung 11-7 sind die N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen dargestellt. In der Regel heben sich hierbei landwirtschaftlich genutzte Pseudogleyböden, wie sie z.B. im Osterland 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 Unstruttalau, wird ein Großteil der auswaschunggefährdeten Nitrat-N-Menge im Boden abgebaut. Der N-Eintrag in die Oberflächengewässer aus Drainagesystemen spielt dort dementsprechend eine nur untergeordnete Rolle. Gemittelt über die gesamten gedränten Flächen in Thüringen liegen die N-Einträge in die Oberflächengewässer über künstliche Entwässerungssysteme bei ca. 20 kg N/(ha-a) , was einer Gesamtmenge von ca. 3.269 t N/a entspricht.

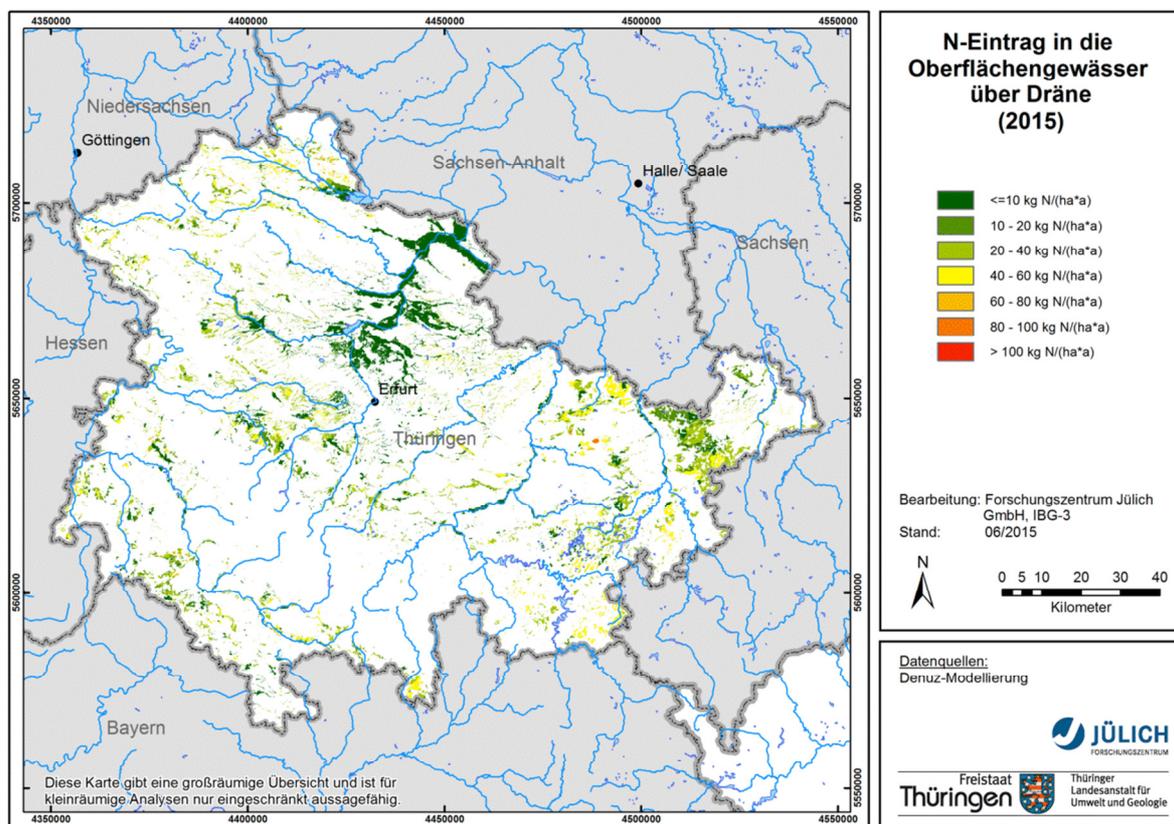


Abbildung 11-7: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dräne

11.2.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss

Aufgrund des hohen Festgesteinsanteils stellt der natürliche Zwischenabfluss in Thüringen eine der Hauptkomponenten des Abflusses dar. Folglich ist der N-Austrag in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss von hoher Relevanz im gesamten Bundesland. So werden über diesen Eintragspfad insgesamt ca. 19.692 t N/a in die Oberflächengewässer eingetragen (vgl. Abbildung 11-8). Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss entspricht dies ca. 18 kg N/(ha·a).

Im Thüringer Becken liegen die N-Austräge in die Oberflächengewässer mit dem natürlichen Zwischenabfluss zwischen ca. 20 und 60 kg N/(ha·a). Sie ergeben sich dort trotz der hohen Verweilzeiten des Sickerwassers im Boden durch das Zusammenwirken von geringen Nitratabbaupotenzialen in den gut durchlüfteten Böden und dem weitgehenden Fehlen einer N-Immobilisierung in den ackerbaulich genutzten Böden. In den bewaldeten Regionen sind die N-Einträge über den natürlichen Zwischenabfluss geringer als in den landwirtschaftlich geprägten Regionen. Ausschlaggebend hierfür sind die recht geringen Höhen der auswaschunggefährdeten N-Menge im Boden sowie die für Waldstandorte angenommene N-Immobilisierung im Boden.

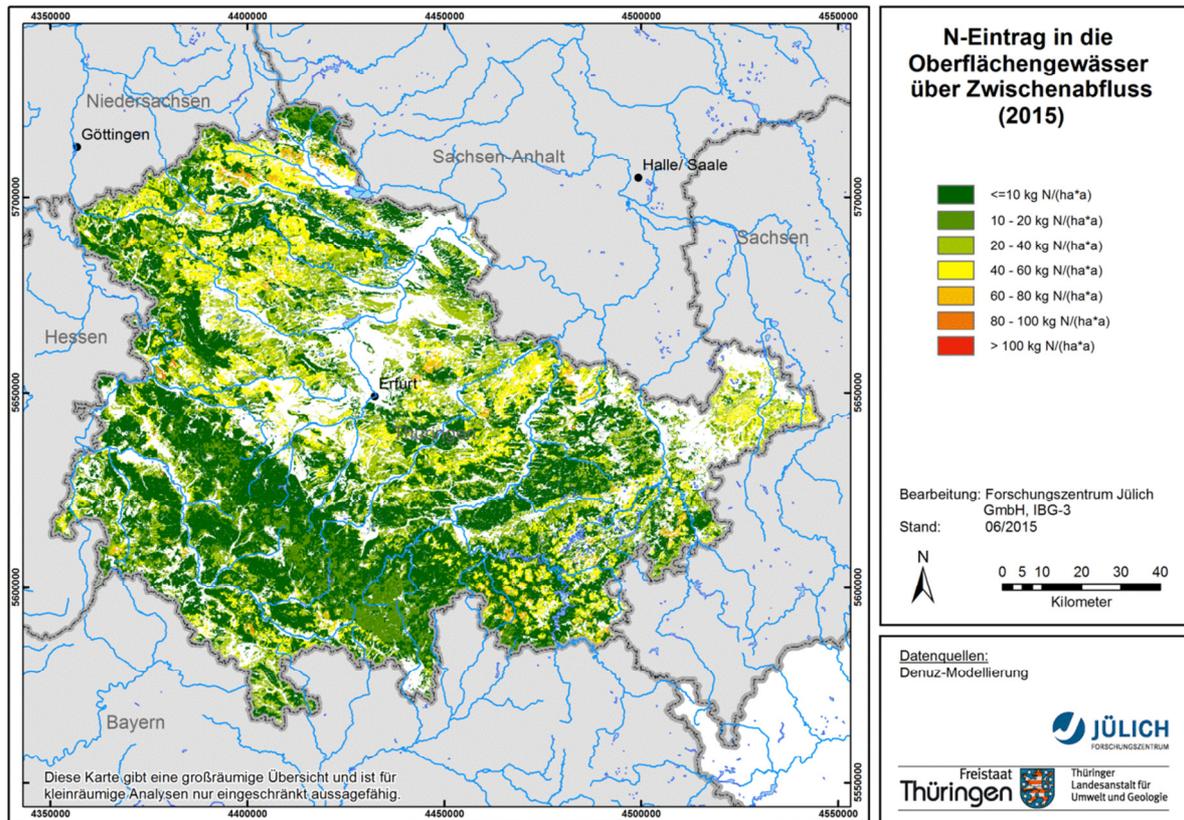


Abbildung 11-8: N-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

11.2.6 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 11-9 sind die sich nach der Denitrifikation im Boden und der Abtrennung der Direktabflussanteile ergebenden N-Einträge in das Grundwasser dargestellt.

Insbesondere die Gebiete mit Grundwasserneubildungsanteilen von weniger als 40% zeichnen sich erwartungsgemäß durch geringere N-Einträge ins Grundwasser aus. Für weite Bereiche Thüringens ergeben sich dadurch vielfach N-Einträge in das Grundwasser von weniger als 10 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 die N-Immobilisierung im Boden von Waldstandorten bereits stark reduziert ist. Diese Situation ist in allen Mittelgebirgsregionen weit verbreitet. Gemittelt über die gesamte Landesfläche Thüringens liegen die N-Einträge ins Grundwasser bei ca. 6,5 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 10.614 t N/a entspricht.

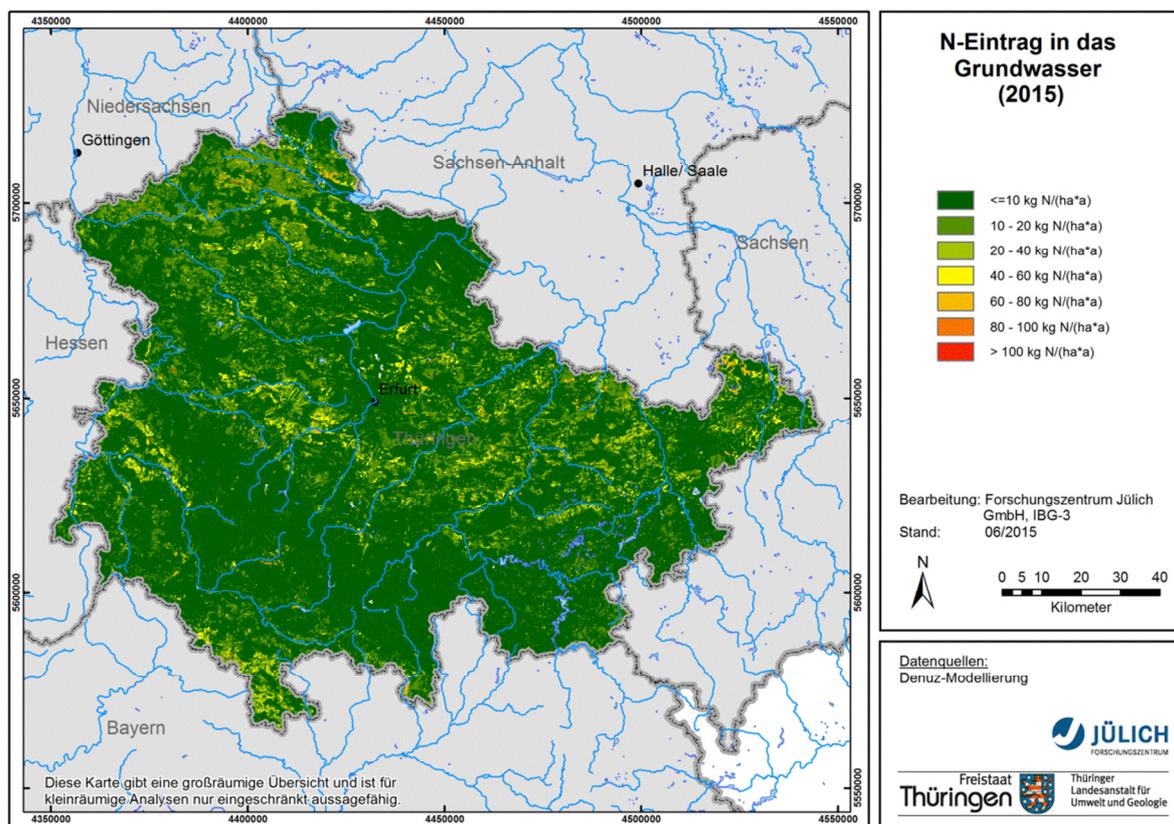


Abbildung 11-9: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung

11.2.7 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.

11.2.7.1 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 Grundwasser Oberfläche abzuleitenden hydraulischen Gradienten, beeinflusst wird. Abbildung 11-10 zeigt zunächst die Abstandsgeschwindigkeit im Grundwasser.

Die Werte umfassen eine Spannbreite zwischen weniger als 0,1 m/d und mehr als 10 m/d. Abstandsgeschwindigkeiten von unter 5 m/d ergeben sich für das Thüringer Becken, weil dort die hydraulischen Gradienten geringer sind, als in umgebenden Höhenzügen. So sind die Abstandsgeschwindigkeiten, z.B. im Thüringer Wald, häufig höher und können, bei mehr als 10 m/d liegen. Zwar sind dort die Durchlässigkeitsbeiwerte gering, dafür sind aber die Hohlraumanteile ebenfalls sehr gering (z.T. unter 1%). Die hydraulischen Gradienten hingegen sind deutlich höher als in der Beckenregion (z. T. 10% und mehr). Bei der Berechnung der Abstandsgeschwindigkeiten nach Darcy können sich diese Faktoren in einzelnen Regio-

nen so ausgleichen, dass trotz geringer Durchlässigkeitsbeiwerte nicht unerhebliche Abstandsgeschwindigkeiten auftreten.

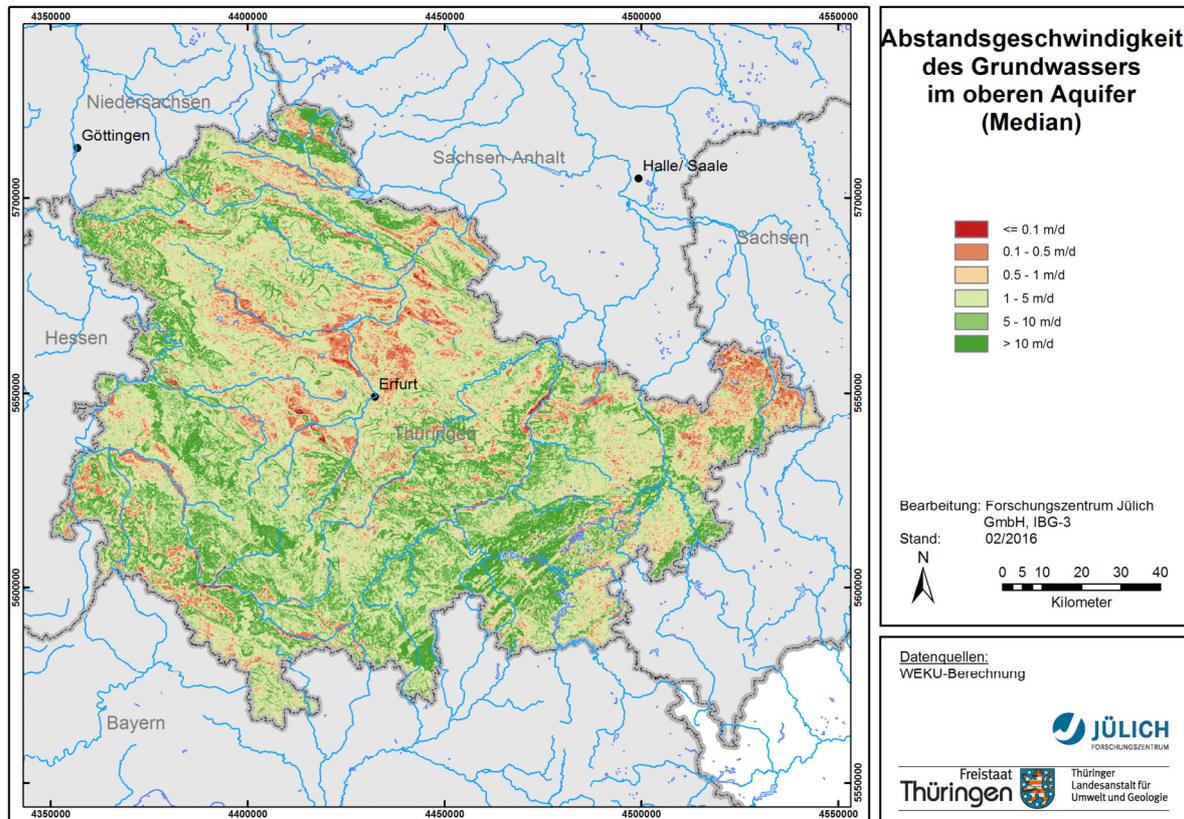


Abbildung 11-10: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers

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 Abstandsgeschwindigkeit nur eingeschränkt wiedergegeben werden. Die Karte der Abstandsgeschwindigkeiten sowie auch die hierauf aufbauende Karte der Grundwasserverweilzeiten (Abbildung 11-11) sollten daher immer gemeinsam mit Abbildung 9-10 (Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss) bewertet werden.

Die Verweilzeiten des Grundwassers weisen eine große Spannweite zwischen weniger als 0.5 Jahren und mehr als 25 Jahren auf. In den Beckenregionen treten zum Teil hohe Grundwasserverweilzeiten auf, die häufig zwischen 5 und mehr als 25 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 zwei Jahren sind typisch für die Festgesteinsregionen im Südtteil Thüringens. 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 pauschal um eine Größenordnung erhöht.

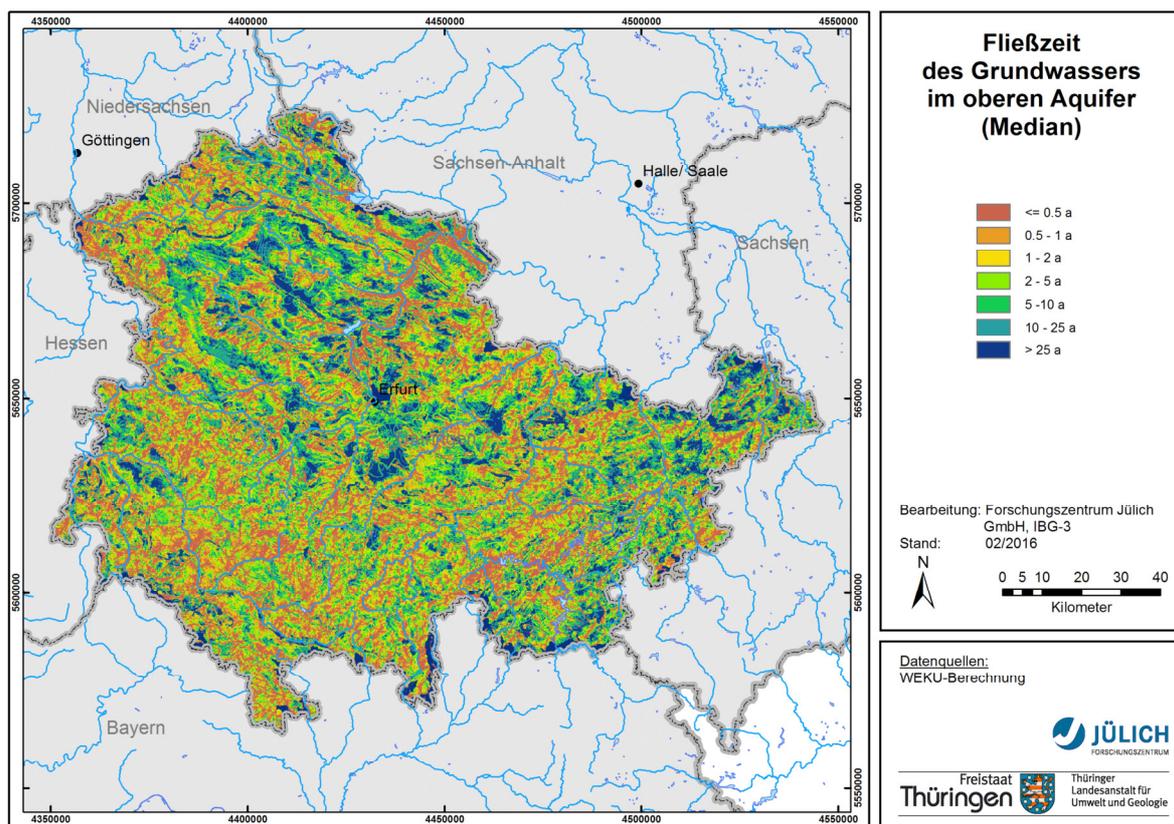


Abbildung 11-11: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer

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 Aquifere vorgenommen. Dies machte eine Einschätzung der in Thüringen auftretenden Aquifere hinsichtlich ihres Nitratabbauvermögens erforderlich.

11.2.7.2 Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Für die Grundwasserinhaltsstoffe, deren Konzentrationsbereiche zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999) geeignet sind, wurden von der TLUG Grundwasseranalysedaten in der Form bereits vorab statistisch ausgewerteter Werte (P10, Median (P50), Mittelwert und P90) zur Verfügung gestellt. Diese mussten vor ihrer Verwendung weiter homogenisiert werden, da zum einen von der TLUG zum Teil Analysedaten zu einer Messstelle mehrfach mit gleicher oder unterschiedlicher Zahl der Einzelwerte ausgewertet worden. Diese Doppelungen wurden gelöscht und nur der Datensatz mit der größten Anzahl an Einzelwerten weiter betrachtet. Zum anderen mussten mehrfach in den Datenlieferungen enthaltene Messstellen entfernt werden. Hierbei ergab sich das Problem, dass gleiche Messstellen teilweise mit unterschiedlicher Ansprache des Hauptgrund-

wasserleiters versehen waren, ohne dass aus den zur Verfügung stehenden Angaben die Ursache hierfür ersichtlich war. Bei diesen Messstellen (ca. 50) wurde die plausibelste Angabe weiter verwendet, die anderen wurden verworfen. Am Ende dieser Bearbeitungsschritte waren alle Redundanzen, Doppelungen und widersprüchliche Angaben aus dem Datensatz entfernt. Jede der verbleibenden 2.336 Messstellen war genau einmal im Datensatz vorhanden und mit genau einem Analysewertesatz belegt.

Nur für 1.107 Messstellen lagen Angaben zur Stratigrafie vor. Um für alle zur Verfügung gestellten Messstellen und flächenhaft das Denitrifikationsvermögen des Aquifers auswerten zu können, wurde die HÜK 200 verwendet. Die 179 dort aufgeführten Einheiten (Kartiereinheit 1) wurden nach petrografischen Gesichtspunkten (grob) in 10 grundwasserwasserführende Gesteinseinheiten klassifiziert (siehe auch Abbildung 8-13). In einem nächsten Schritt wurden die in den Stammdaten der Grundwassermessstellen angegebenen stratigrafischen Charakteristika in die gleichen grundwasserführende Gesteinseinheiten klassifiziert. Bei Messstellen ohne oder mit widersprüchlichen Angaben zur Stratigrafie wurde die grundwasserführende Gesteinseinheit verwendet, die sich für die jeweilige Position aus der HÜK 200 ergibt. Abbildung 11-12 zeigt als Ergebnis die Lage der verwendeten Grundwassermessstellen und ihre hydrogeologische Einordnung. Tabelle 11-1 fasst die Anzahl der in die Auswertung eingegangenen Analysenwerte pro Messstelle und Parameter zusammen.

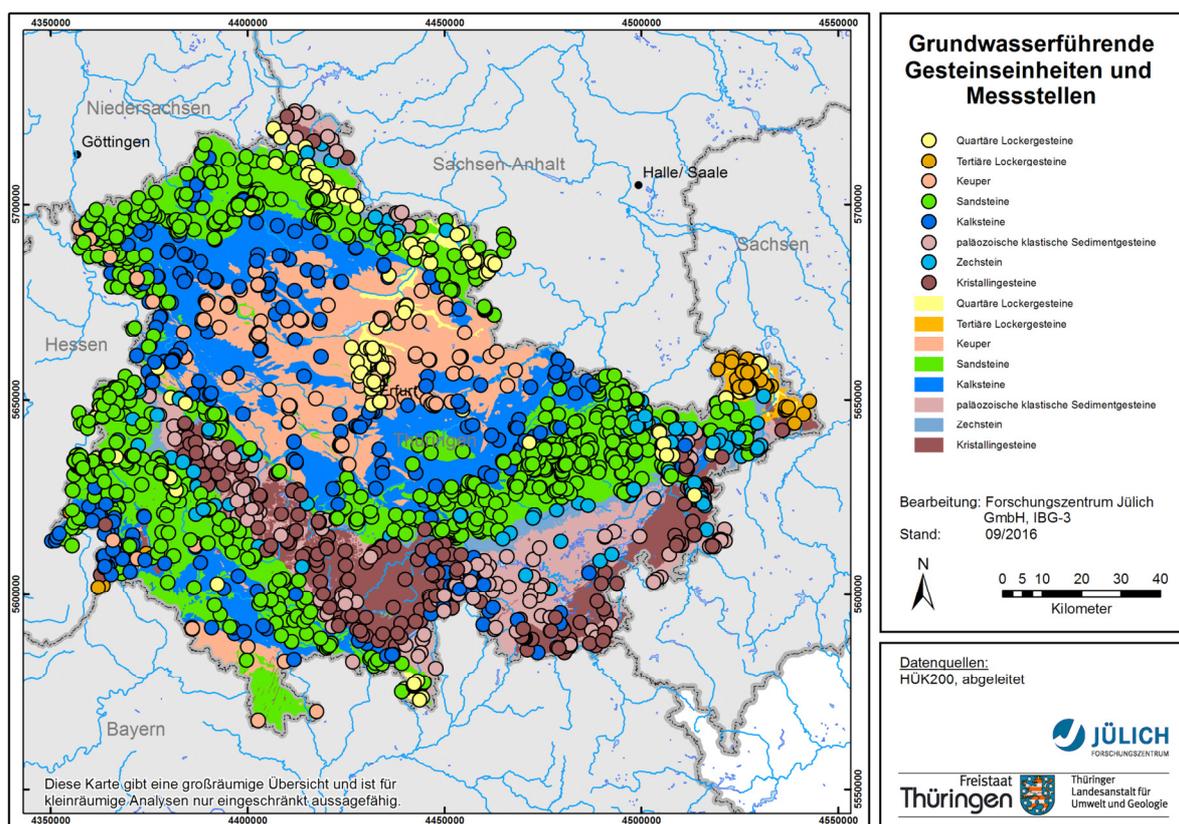


Abbildung 11-12: Lage der Grundwassermessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer

Tabelle 11-1: Anzahl der in Thüringen verfügbaren Analysenwerte pro Messstelle und Parameter zur Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern

Inhaltsstoff	Anzahl Analysewerte
Fe (II)	1.538
Mn (II)	808
NO ₃	2.127
O ₂	1.238
Redoxpotenzial	564

Die Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer erfolgte auf der Basis einer geostatistischen Auswertung. Hierzu wurden die Gehalte von Eisen, Mangan, Nitrat, Sauerstoff und dem Redoxpotential mit Hilfe eines Kriging-Verfahrens in ein 100x100 m Raster auf die Fläche von Thüringen interpoliert. Diesen interpolierten Konzentrationen wurden dann Punktwerte zugeordnet (vgl. Tabelle 11-2).

Abschließend wurden die Punktwerte der vier Indikatorgrößen addiert und klassifiziert. Das Ergebnis zeigt Abbildung 11-13.

- In der höchsten Klasse (7 Punkte) liegen meist bis auf Nitrat alle Stoffgehalte in einem Bereich, der für reduzierte Aquifere typisch ist. Das Redoxpotenzial ist kleiner als 200 mV. Hier ist mit einem Nitratabbau im Grundwasser zu rechnen.
- In der zweithöchsten Klasse (5-6 Punkte) sind im allgemeinen hohe Eisen und Mangankonzentrationen festzustellen, während die Sauerstoffkonzentrationen im Bereich von 2 bis 4 mg/l liegen. Das Redoxpotenzial ist kleiner als 200 mV. Hier ist eine eingeschränkte Denitrifikation im Aquifer denkbar.
- In der dritthöchsten Klasse (4 Punkte) sind im allgemeinen hohe Eisen und Mangankonzentrationen festzustellen, während die Sauerstoffkonzentrationen im Bereich über 4 mg/l beträgt. Das Redoxpotenzial ist größer als 200 mV. Hier ist eine Denitrifikation im Aquifer sehr unwahrscheinlich.
- Bei Punktzahlen unter 4 ist mit keiner Denitrifikation im Aquifer zu rechnen.

Tabelle 11-2: Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer

Inhaltsstoff	0 Punkte	1 Punkt	2 Punkte
Fe (II)	<= 0.1 mg/l	0.1 – 0.2 mg/l	> 0.2 mg/l
Mn (II)	<= 0.025 mg/l	0.025 -0.05 mg/l	> 0.05 mg/l
O ₂	> 4 mg/l	2 – 4 mg/l	<= 2 mg/l
NO ₃	> 5 mg/l	1 – 5 mg/l	<= 1 mg/l
Redoxpotenzial	>200 mV	0-200 mV	<= 0 mV

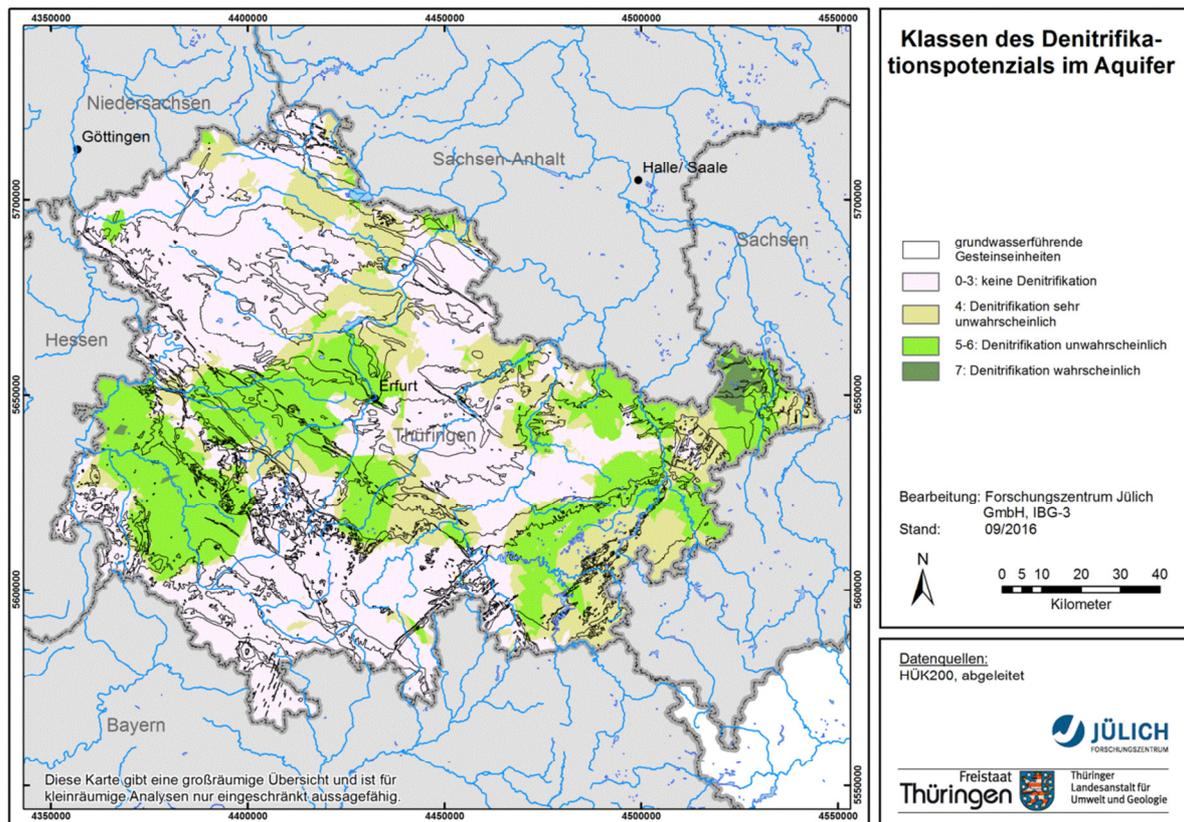


Abbildung 11-13: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter

Neben den in Abbildung 11-13 dargestellten Regionen, in denen eine Denitrifikation im Aquifer wahrscheinlich ist, gibt es nach Einschätzung der Hydrogeologen der TLUG eine Reihe weiterer lokaler bzw. regionaler Grundwasserleiter mit einem nachgewiesenen Nitratabbauvermögen. Die entsprechenden Grundwasserleiter wurden bei der Interpolation der Konzentrationswerte jedoch nicht als nitratabbauend eingestuft, vermutlich aufgrund einer zu geringen Dichte des Grundwasserbeobachtungsmessnetzes. Um die regionale Expertise hinsichtlich des Nitratbaus im Aquifer bei der Modellierung mit einzubeziehen, wurden die entsprechenden Gesteinseinheiten auf der Basis der Polygone der HÜK 200 zusätzlich als nitratabbauend eingestuft. Abbildung 11-14 zeigt die Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergänzt um die Bereiche, die nach Experteneinschätzung als nitratabbauend angenommen werden können.

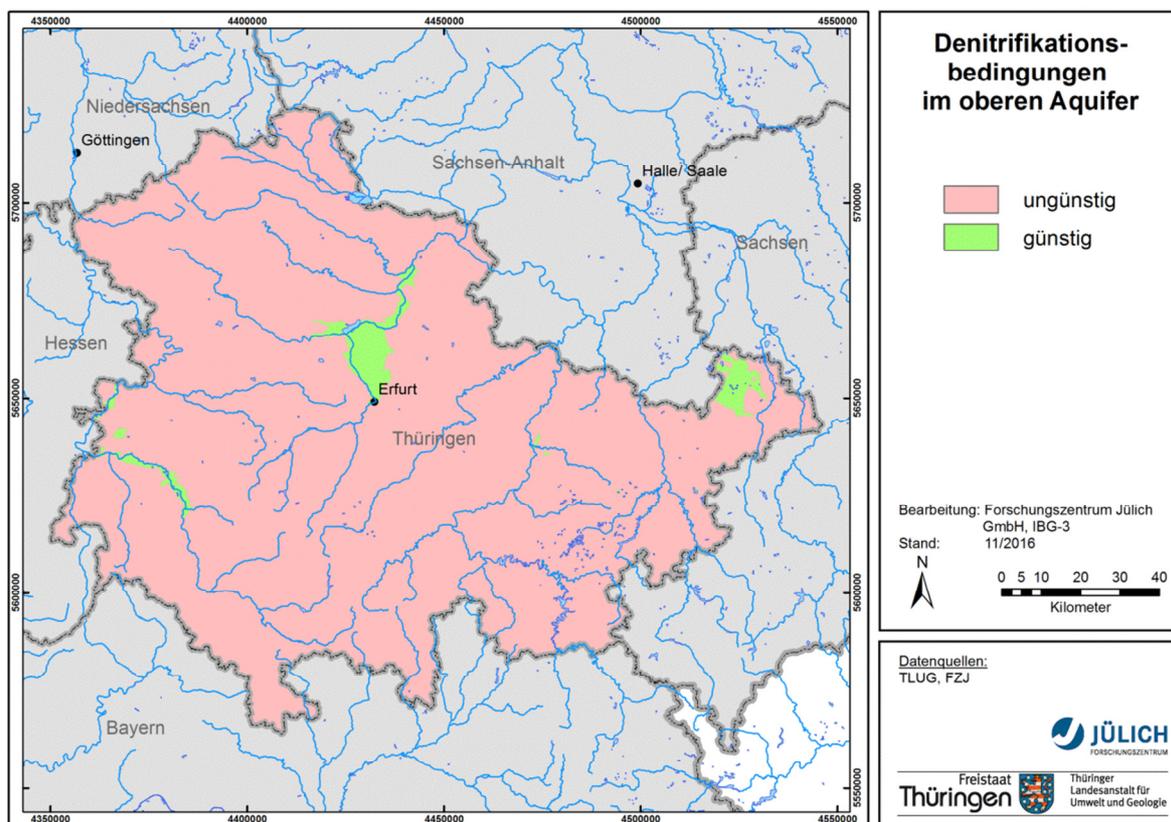


Abbildung 11-14: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergänzt um Experteneinschätzungen

Für die in Abbildung 11-14 als „günstig“ klassifizierten Regionen wird im anschließenden WEKU-Rechengang unterstellt, dass sich der Nitratreintrag ins Grundwasser durch die Denitrifikation im Laufe von zwei Jahren um die Hälfte reduziert (Halbwertszeit 2 Jahre, vgl. Kapitel 4.7.2).

11.2.7.3 N-Austräge in die Oberflächengewässer über das Grundwasser

In Abbildung 11-15 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 meisten Landesteile Thüringens 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. Nur für einige Niederungsgebiete wurden nitratabbauende Bedingungen im Aquifer postuliert. Dort wird ein Teil des in den Aquifer eingetragenen Nitrats abgebaut. Durch die Regionen mit denitrifizierenden Eigenschaften des Aquifers werden die ins Grundwasser eingetragenen Nitratmengen insgesamt um ca. 183 t N/a vermindert. Über das Grundwasser werden auf diese Weise ca. 10.431 t N/a in die Oberflächengewässer ausgetragen.

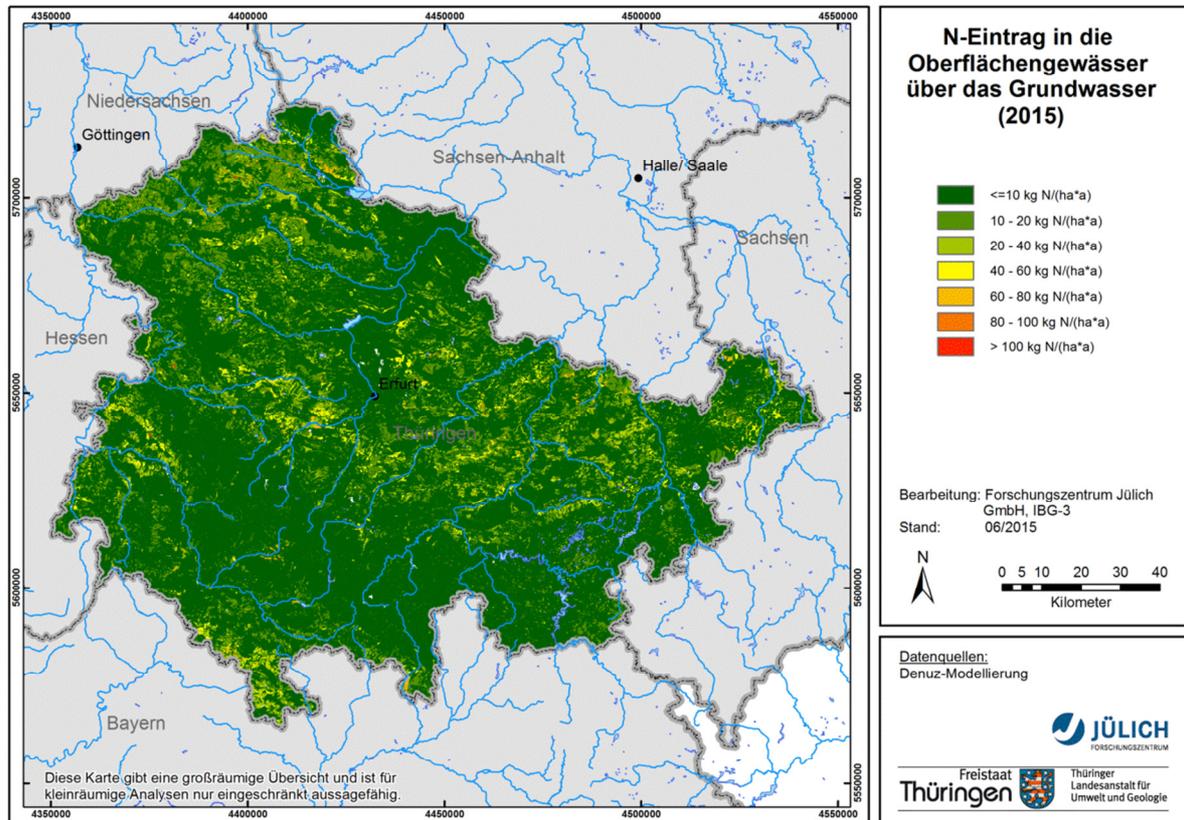


Abbildung 11-15: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss

11.2.8 Gesamte diffuse N-Einträge in die Oberflächengewässer

In Abbildung 11-16 ist schließlich die Summe der N-Einträge in die Oberflächengewässer über alle diffusen N-Eintragspfade dargestellt. Insgesamt errechnet sich für Thüringen ein N_{gesamt} -Austrag in Höhe von ca. 33.607 t N/a.

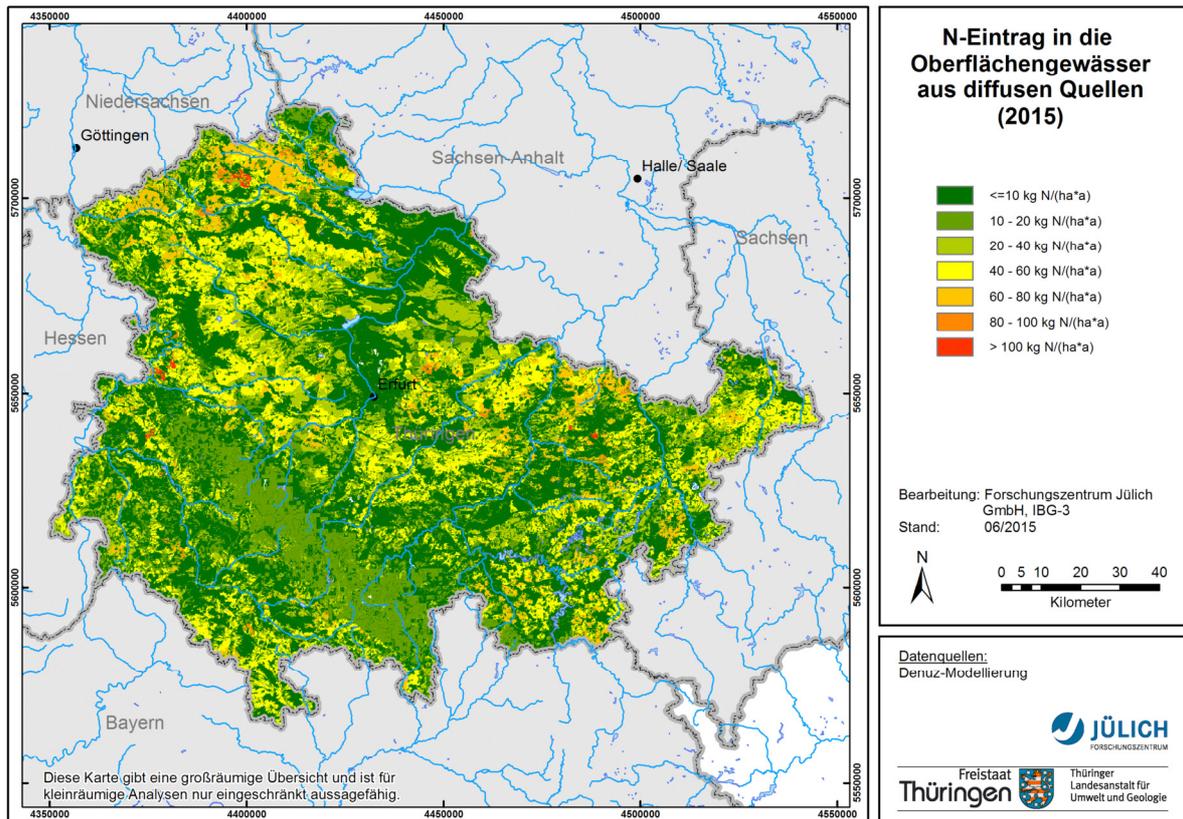


Abbildung 11-16: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen

11.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

An Punktquellen werden in diesem Kapitel kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Mischwasserentlastung, Bürgermeisterkanäle, Regenwasserkanäle sowie Kleinkläranlagen betrachtet.

11.3.1 N-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Angaben zu Daten und Methodik wurden bereits in Kapitel 7.1 gemacht. Insgesamt erfolgen im Zeitraum 2012-2013 mittlere N-Emissionen in Höhe von 1.391 t N/a aus 557 kommunalen Kläranlagen. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus *Abbildung 11-17* zu ersehen. Die Abbildung zeigt, dass nur fünf Kläranlagen Emissionen von mehr als 50 t N/a aufweisen. Diese Anlagen sind auf größere Städte beschränkt. Weitaus größere Verbreitung haben Anlagen mit Emissionen unter 5 t N/a, welche für ländliche Gebiete typisch sind.

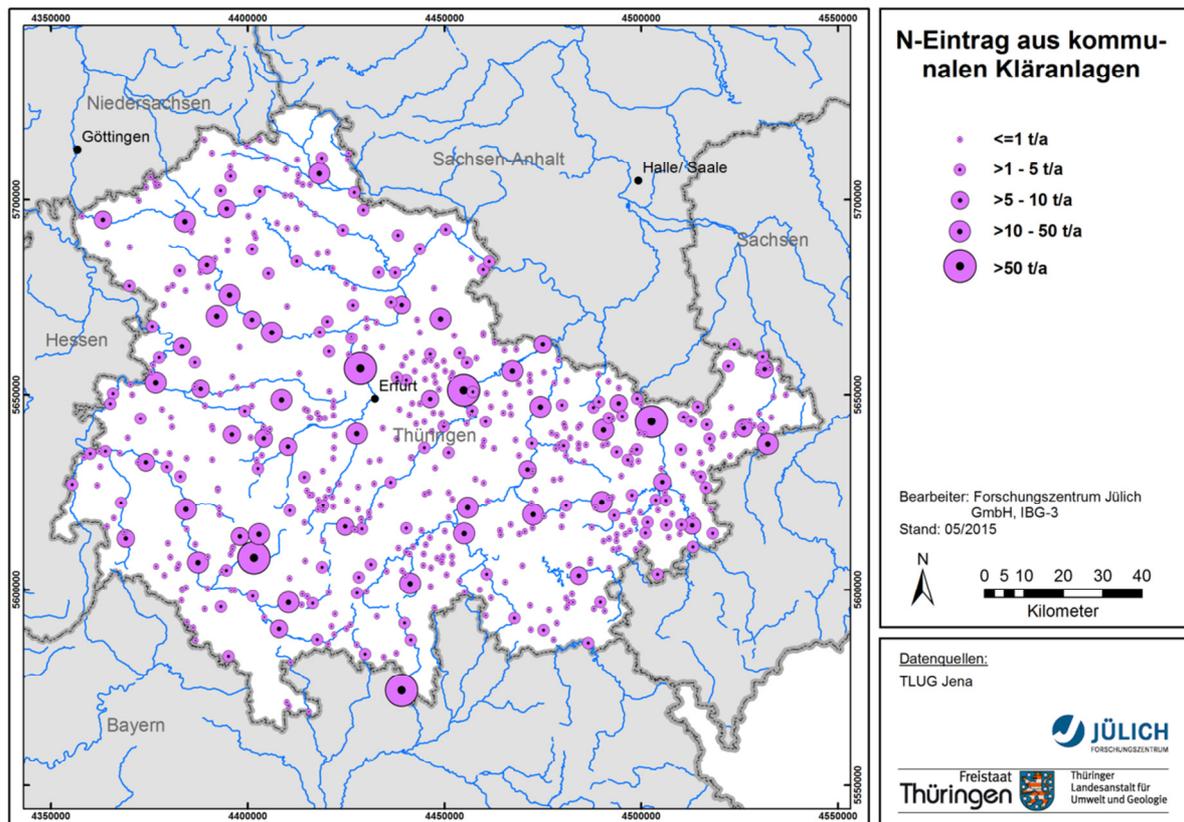


Abbildung 11-17: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus kommunalen Kläranlagen

11.3.2 N-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitungen

Auch die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten zur Verfügung gestellt. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu Einzugsgebieten vorgenommen, die sich auf Gütemessstellen beziehen. Die Höhe der Einträge aus industriellen Kläranlagen ist anlagenspezifisch aus *Abbildung 11-18* zu ersehen.

Für die Bezugsjahre 2012-2013 sind Daten zu 26 Einleitstellen in Thüringen vorhanden. Die Summe des N-Eintrags aus industriellen Kläranlagen beträgt ca. 49 t N/a. Die Abbildung zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus 5 Kläranlagen mit Emissionen von mehr als 2,5 t N/a stammt. Die Anlagen befinden sich im Wesentlichen im zentralen Teil Thüringens.

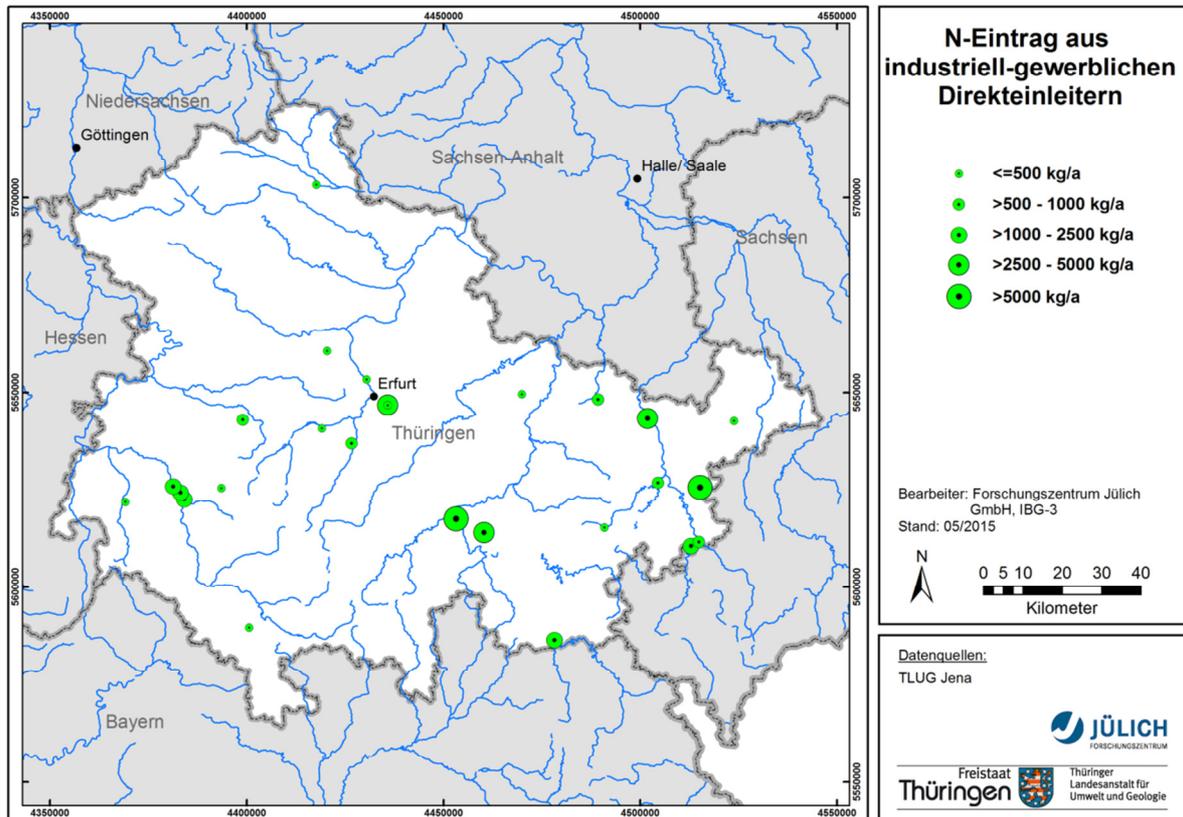


Abbildung 11-18: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter

11.3.3 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastungen

N-Einträge in die Oberflächengewässer werden mit dem Modell MEPhos ermittelt. Das Verfahren ist in Kapitel 7.2 dargelegt. Das Ergebnis zeigt *Abbildung 11-19*. In Summe erfolgen landesweit N-Einträge von 518 t N/a. Flächenhaft überwiegen Einträge von maximal 0,5 kg N/(ha·a). Mit 0,5-1 kg N/(ha·a) treten die urbanen Zentren Thüringens Eisenach, Erfurt, Weimar, Jena u.a. deutlich hervor. Stark überdurchschnittliche N-Einträge über Mischwasserentlastungen $\geq 1,5$ kg N/(ha·a) treten vereinzelt auf, teilweise in sehr kleinen Gemeinden, und sind auf hohe modellierte Entlastungsraten zurückzuführen, die wiederum aus niedrigen Ausbaugraden resultieren.

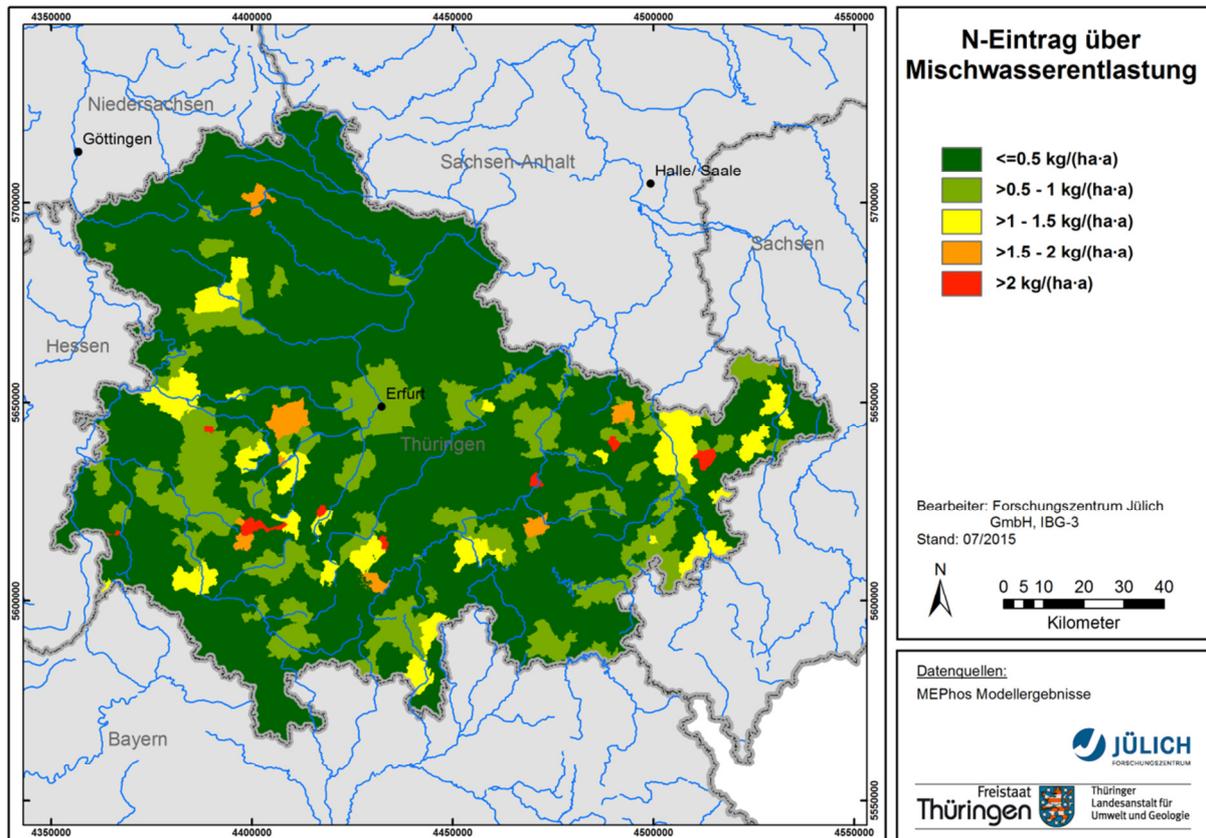


Abbildung 11-19: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung

11.3.4 N-Einträge aus Bürgermeisterkanälen

Die mittleren N-Einträge aus Bürgermeisterkanälen wurden als Summenwerte für Gemeinden modellhaft ausgewiesen (Kap. 7.3). Die Höhe der Einträge ist aus Abbildung 11-20 zu ersehen. Für das Bezugsjahr 2013 liegt die Summe des N-Eintrags aus Bürgermeisterkanälen bei 751 t N/a. Einträge über diesen Pfad sind v.a. typisch für den ländlichen Raum und treten dann räumlich gebündelt auf, z.B. im Thüringer Wald und im Eichsfeld.

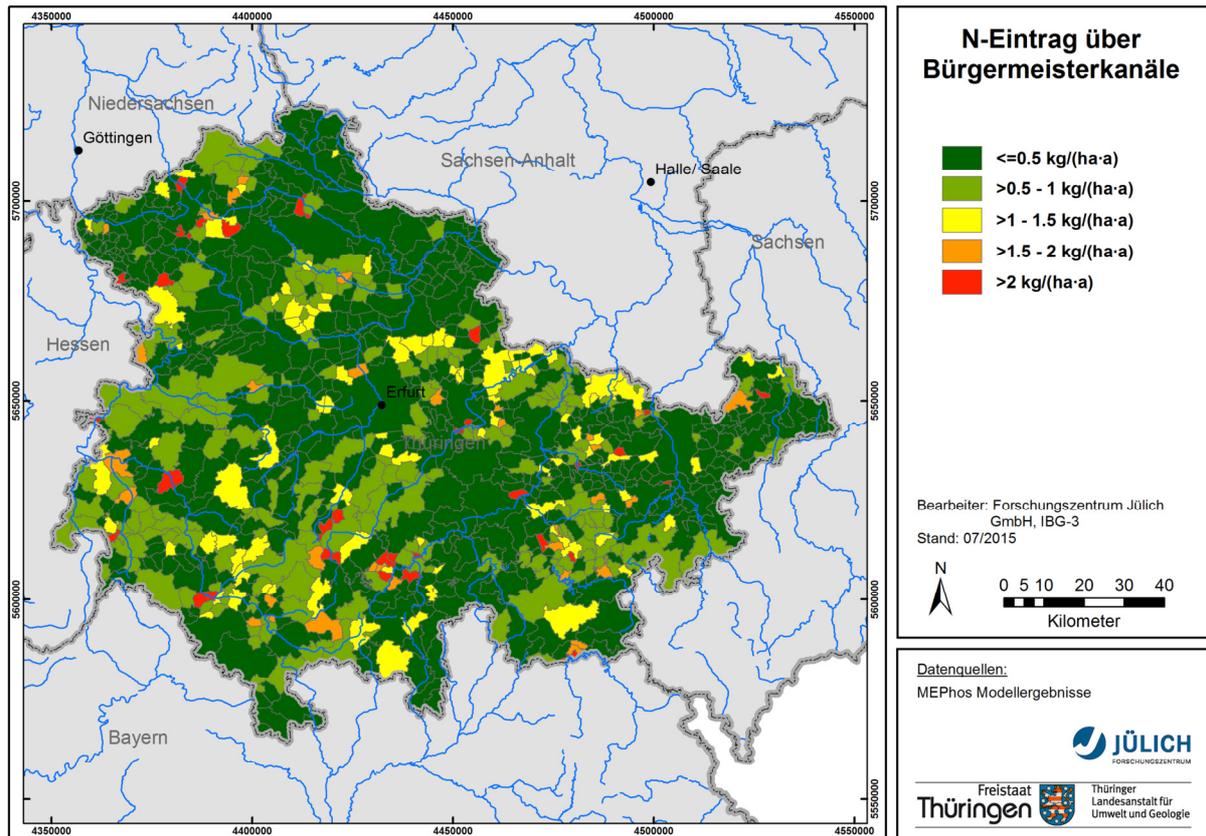


Abbildung 11-20: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Bürgermeisterkanäle

11.3.5 N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle

N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle sind in *Abbildung 11-21* dargestellt. Die Methodik zu Ihrer Ableitung ist in Kapitel 7.4 beschrieben. Die landesweite Summe der modellierten N-Einträge über Regenwasserkanäle beträgt 184 t N/a. Wenn man von wenigen Gemeinden mit vermutlich historisch bedingtem höheren Anteil an Trennsystemen am Kanalisationsnetz absieht, liegt die flächenhafte Belastung bei unter 0,5 kg N/(ha·a).

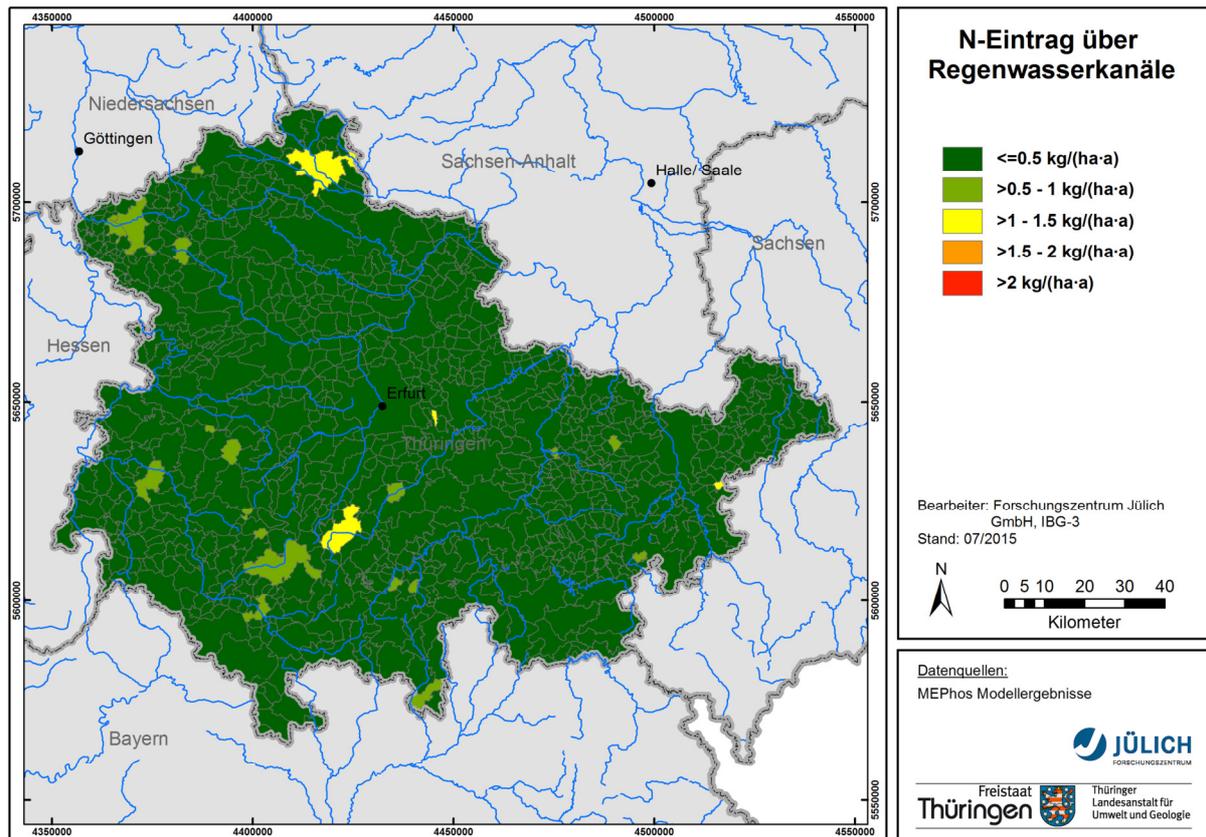


Abbildung 11-21: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle

11.3.6 N-Einträge aus Kleinkläranlagen

Die N-Einträge aus Kleinkläranlagen liegen als Summenwerte für Gemeinden vor, wobei teilweise Daten auf Landkreisebene in die Modellierung eingegangen sind (Kap. 7.5). Das Modellergebnis ist in *Abbildung 11-22* zu sehen. In Summe betragen die Einträge 785 t N/a und zählen damit neben kommunalen Kläranlagen und Bürgermeisterkanälen zu den bedeutenden Punktquellen für N. Flächenhaft treten höhere Einträge räumlich zusammenhängend auf, wobei diese Gemeindegruppen v.a. im Thüringer Wald, im Eichsfeld sowie im Saale-Einzugsgebiet auftreten.

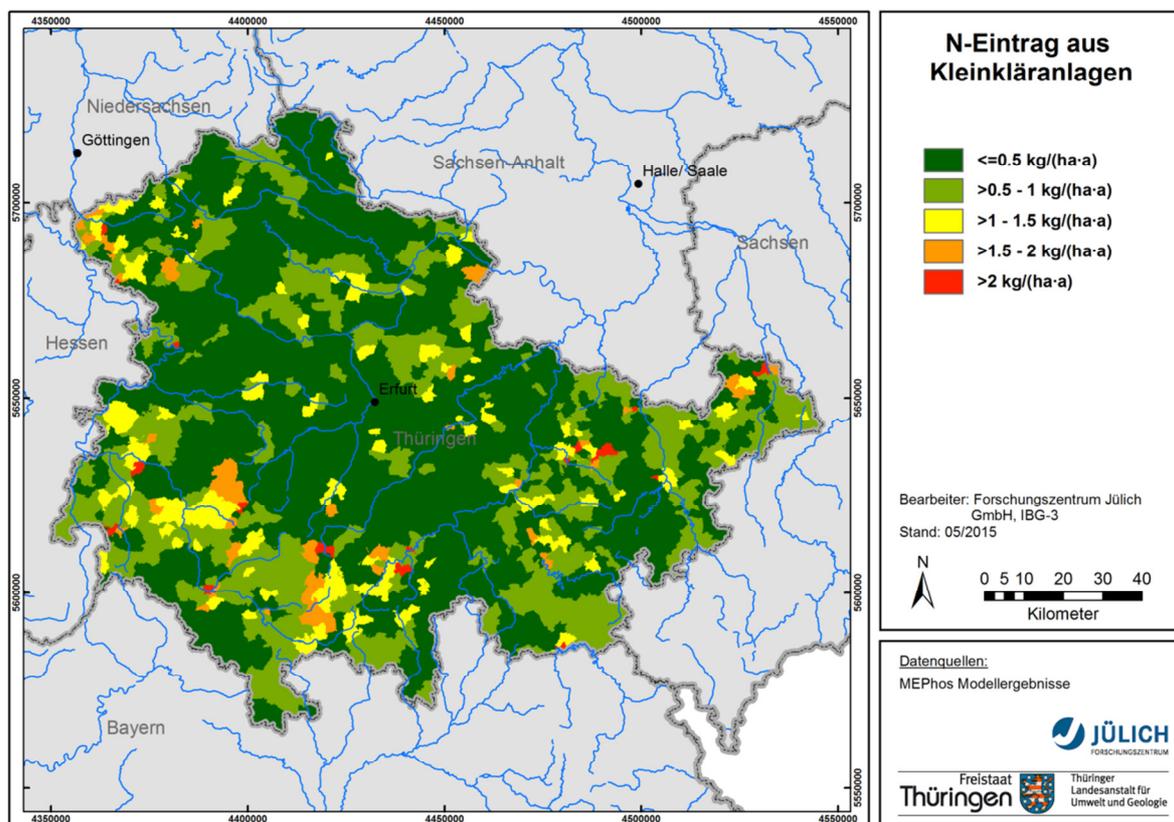


Abbildung 11-22: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen

11.4 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 Thüringen aufgezeigt werden soll.

Abbildung 11-23 gibt einen Überblick über die unterschiedliche Bedeutung der Eintragspfade für den Gesamtstickstoffeintrag in Thüringen, während Abbildung 11-24 den prozentualen Anteil der Pfade an den N-Einträgen in die Vorfluter zeigt.

Die gesamten N-Einträge in die Oberflächengewässer Thüringens aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen liegen bei ca. 38.494 t N/a. Es zeigt sich, dass der Eintrag in die Vorfluter vor allem über die diffusen Eintragspfade „natürlicher Zwischenabfluss“, „Grundwasser“ und „Drainage“ erfolgt. So gelangen über diese drei Eintragspfade mit fast 33.392 t N/a ca. 87% des gesamten Stickstoffeintrags in die Vorfluter. Die übrigen diffusen Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Deposition auf Gewässerflächen) besitzen dagegen nur eine untergeordnete Bedeutung am Stickstoffeintrag in die Vorfluter.

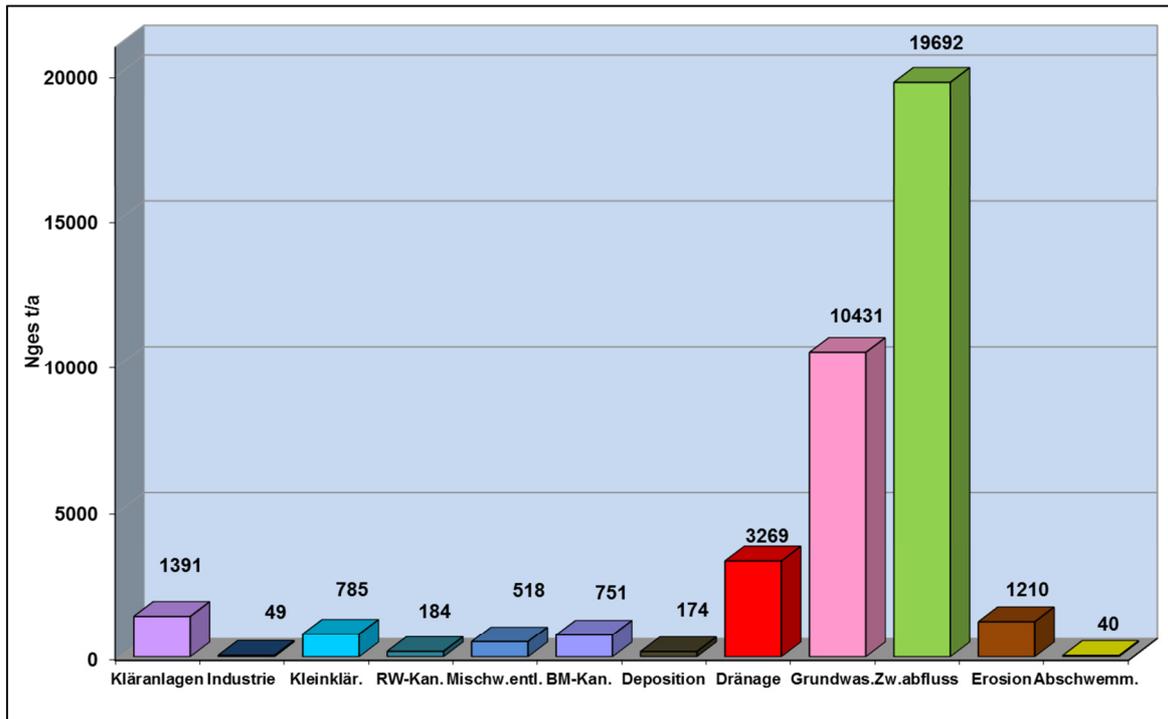


Abbildung 11-23: N-Einträge in die Gewässer Thüringens nach Eintragspfaden

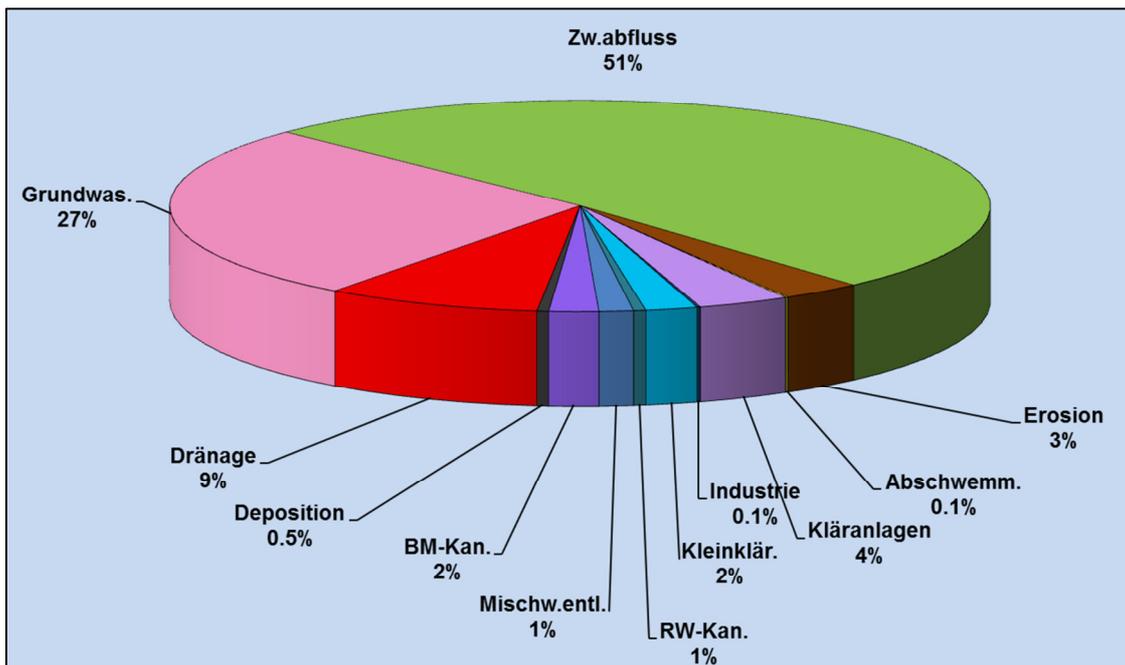


Abbildung 11-24: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter

Bei den punktförmigen N-Einträgen besitzen vor allem die kommunalen Kläranlagen mit ca. 1.391 t N/a eine gewisse Relevanz. Mit einem Verhältnis punktuellen zu diffusen Quellen von 10% zu 90% liegt der Schwerpunkt aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

Die Abbildungen 11-25 bis 11-27 zeigen ergänzend die Anteile der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer, aufgeschlüsselt nach Oberflächenwasserkörpern für drei verschiedene Wertebereiche des Eintrags (> 250 t N/a, 100 – 250 t N/a und < 100 t N/a).

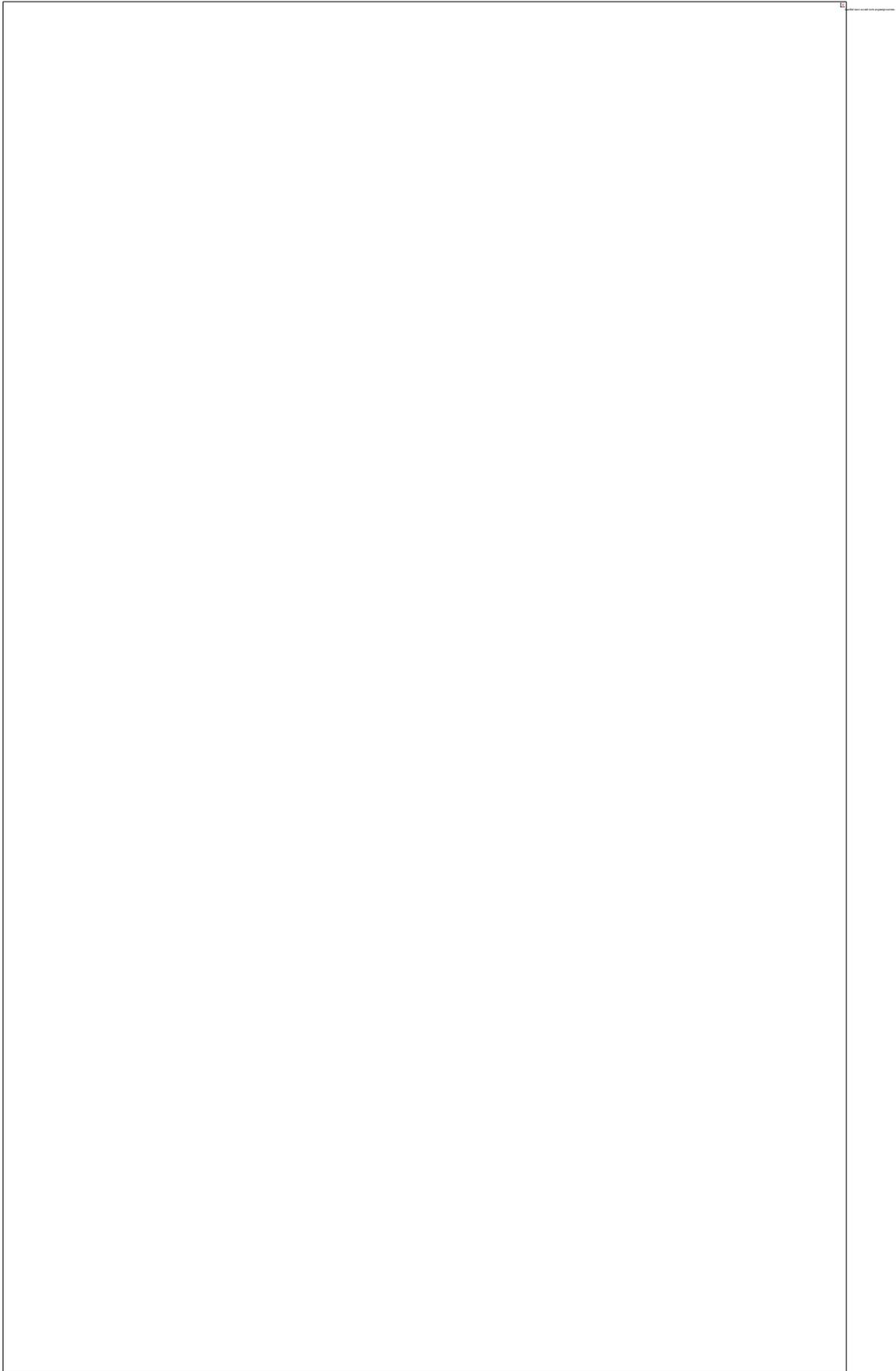


Abbildung 11-25: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für N-Austräge von über 250 t N/a

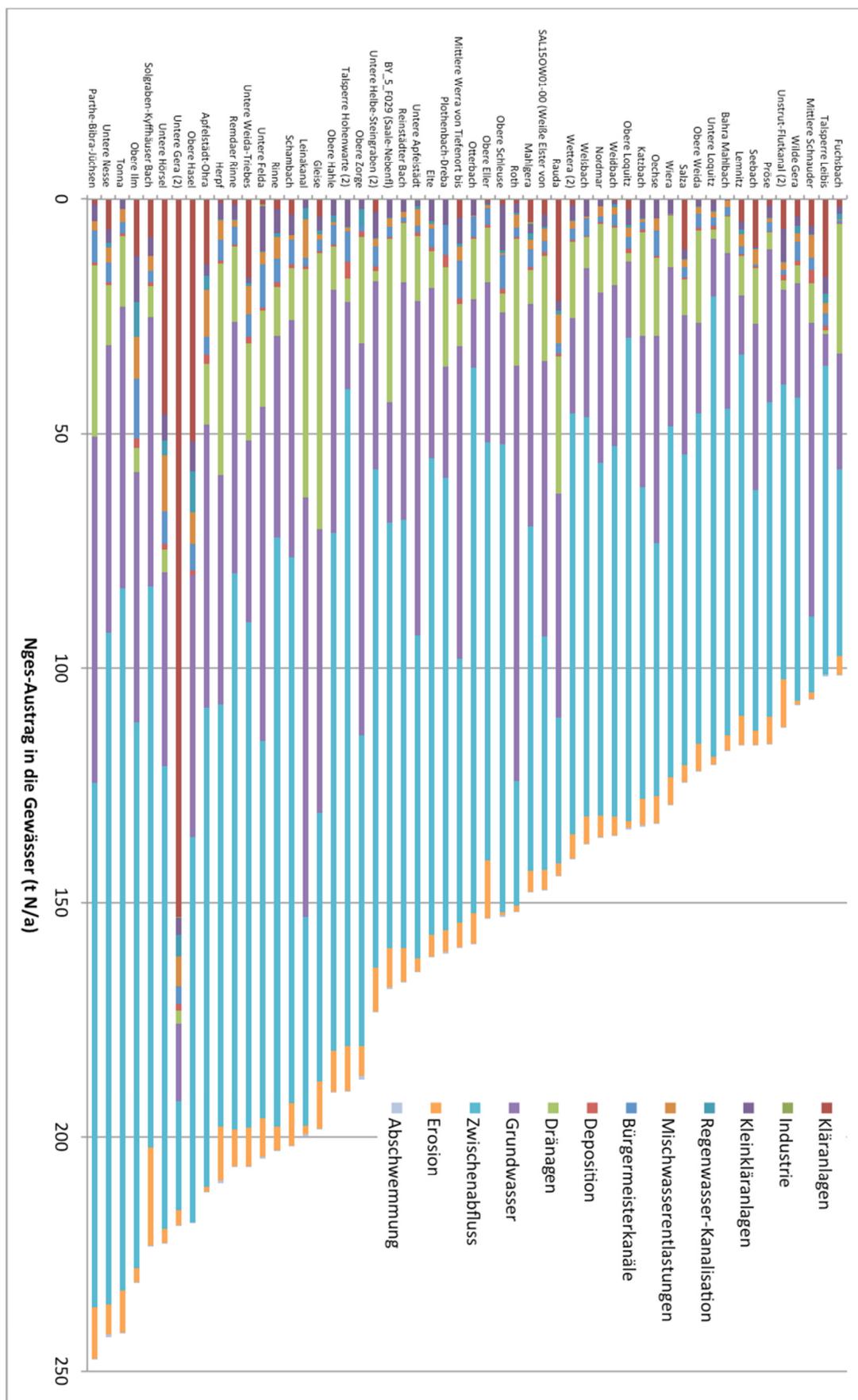


Abbildung 11-26: Anteil der einzelnen Eintragungspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für N-Austräge von 100 t N/a bis 250 t N/a

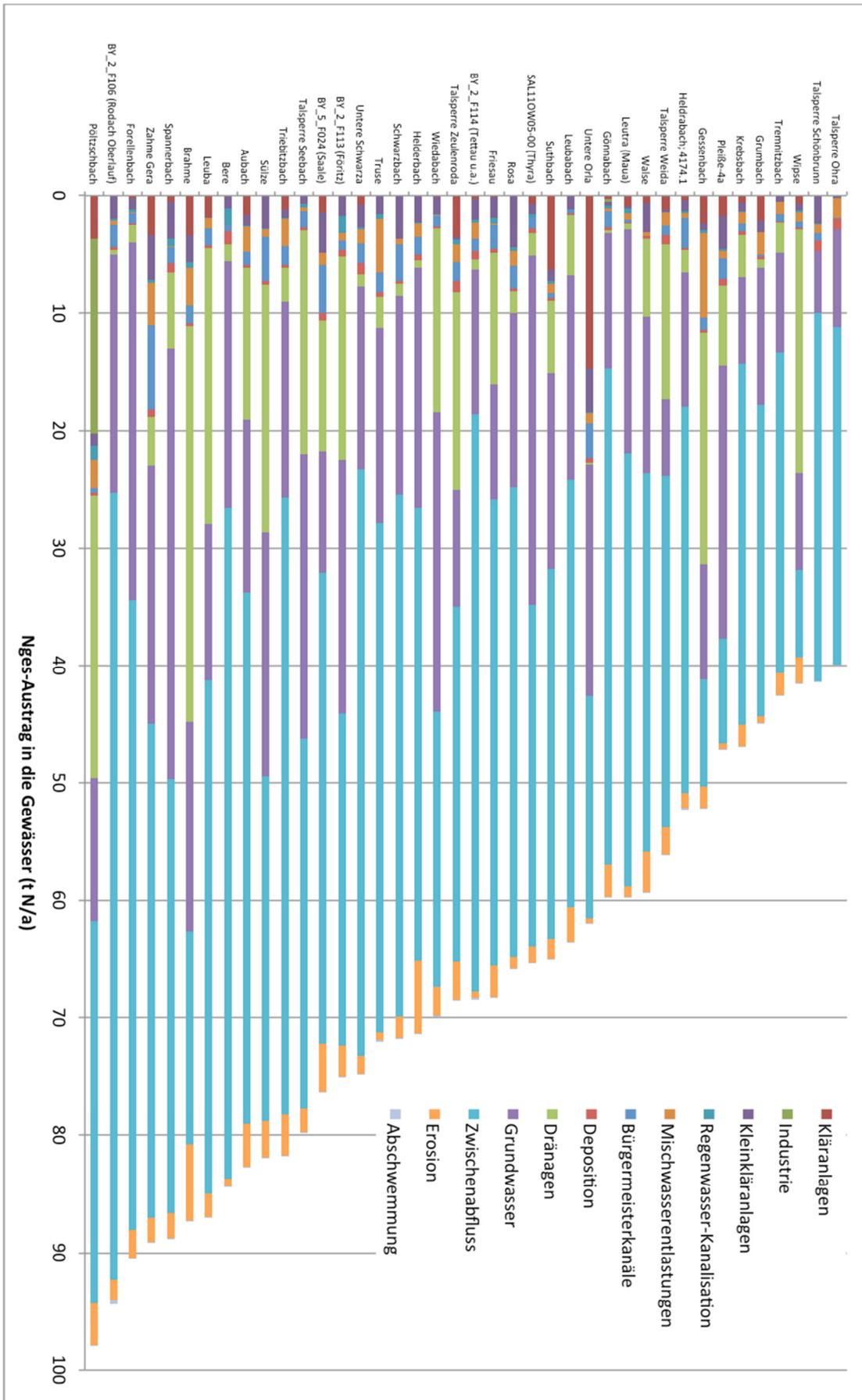


Abbildung 11-27: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für N-Austräge von unter 100 t N/a

11.5 Validierung der modellierten diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer

Für die Validierung der für Thüringen modellierten mittleren langjährigen diffusen und punktuellen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 60 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2000-2013 zur Verfügung.

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. Die Retention im Gewässer infolge gasförmiger N-Verluste wurde nach Behrendt und Opitz (2000) berücksichtigt.

Wie das in Abbildung 11-25 dargestellte Ergebnis zeigt, ist die Übereinstimmung der gemessenen und berechneten N-Frachten sehr gut, was sich auch im Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ widerspiegelt.

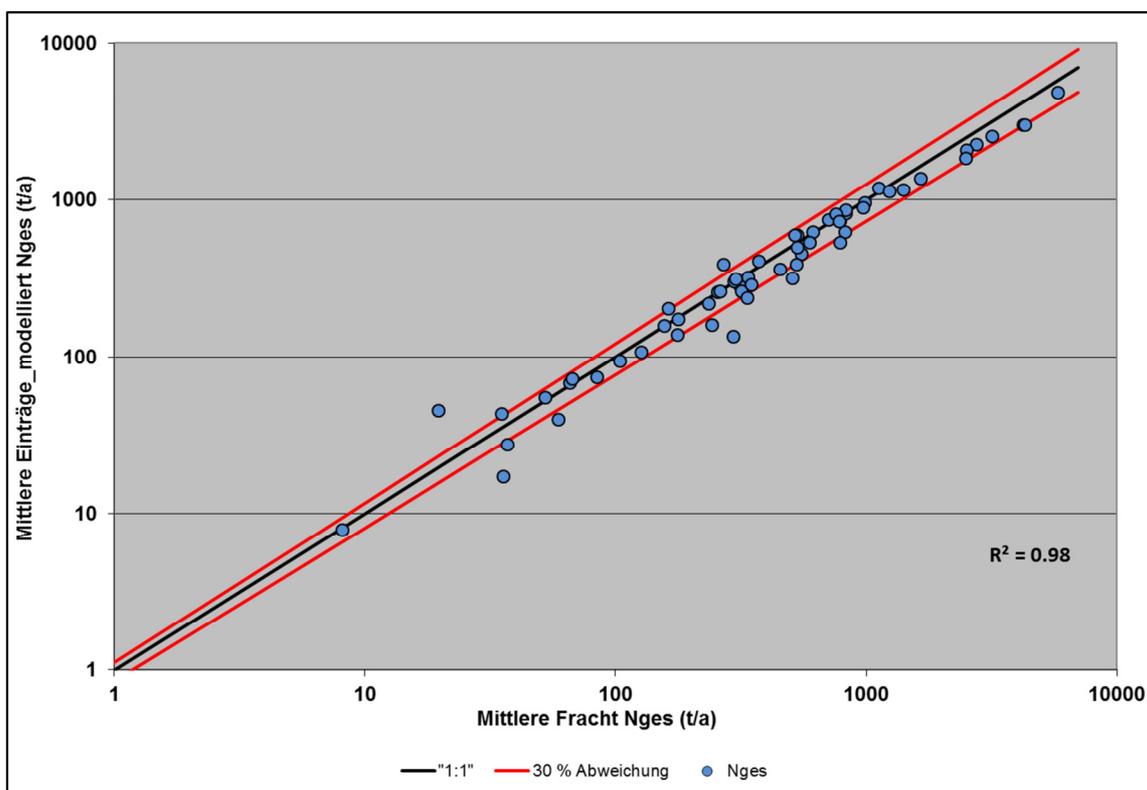


Abbildung 11-25: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen N-Frachten

12 Ergebnisse zur Phosphorflächenbilanz

Nachfolgend werden zunächst Modellergebnisse zu den verschiedenen Bilanzgliedern einer landwirtschaftlichen Phosphorbilanzierung dargestellt bevor diese in einem zweiten Schritt zu einer Gesamtphosphorbilanz saldiert werden.

12.1 Wirtschaftsdünger und Gärsubstrat

Die Zufuhr an organischem Phosphor aus der Tierhaltung beträgt nach den Analysen in Thüringen insgesamt rund 3.600 t. Hinzu kommen rund 400 t Phosphor über die Düngung mit Gärsubstraten. Somit werden insgesamt rund 4.000 t organischer Phosphor gedüngt. Bezieht man die Menge auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche, so ergibt sich ein durchschnittlicher Wert von rund 5,1 kg Phosphor pro Hektar LF. Allerdings ist die regionale Verteilung des organischen Phosphoranfalls, wie man der Abbildung 12-1 entnehmen kann, sehr unterschiedlich und korreliert bzgl. der regionalen Verteilung mit dem Anfall an organischen Stickstoffdünger (siehe Abbildung 10-2).

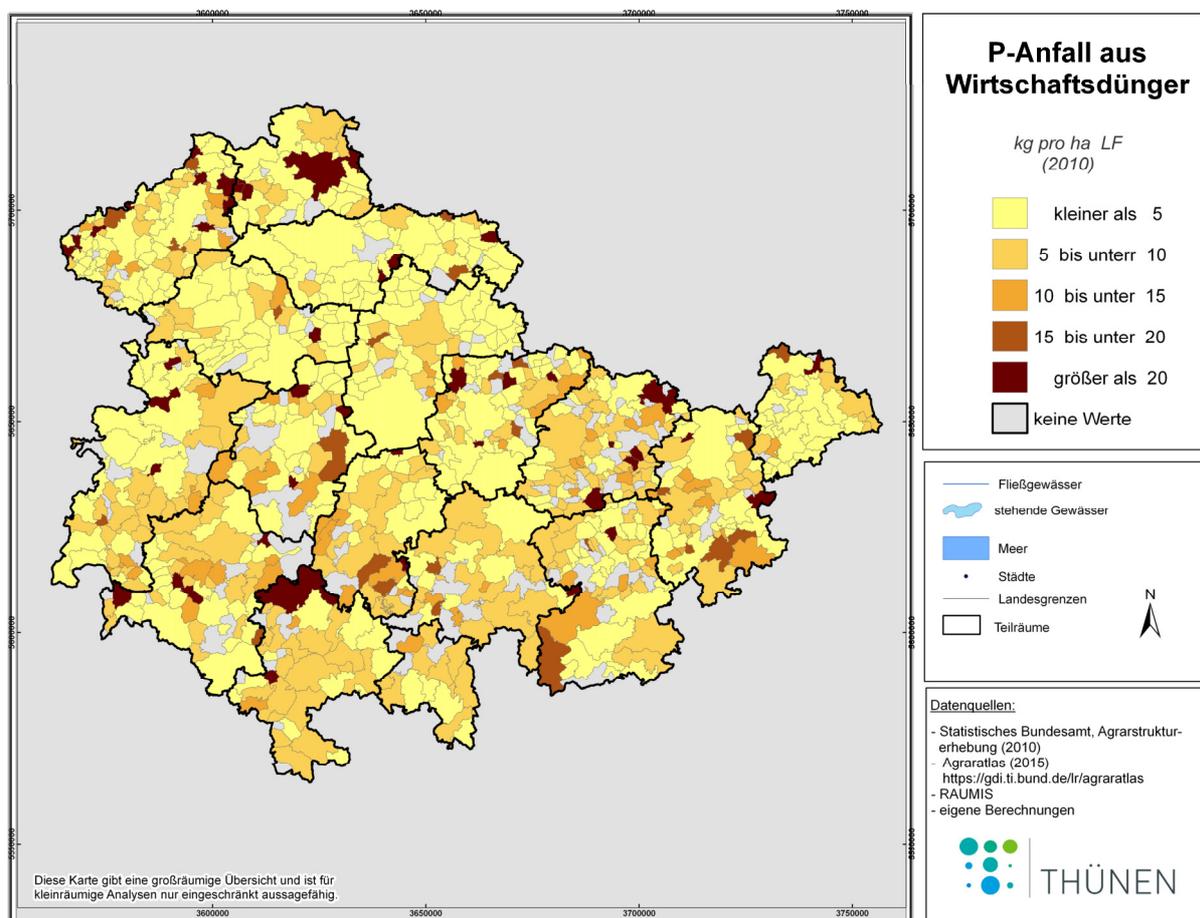


Abbildung 12-1: Regionale Zufuhr an Phosphor aus der Tierhaltung (2010; P in kg/ha)

12.2 Phosphorentzug über das Erntegut

Der Gesamtentzug an Phosphor über das Erntegut beträgt in Thüringen mehr als 19.000 t. Dies entspricht einem Entzug an Phosphor pro Hektar LF in der Höhe von rund 24,2 kg. Re-

gional unterscheiden sich die Phosphorentzüge pro Hektar LF. Relativ hohe Entzüge an Phosphor finden sich an den Standorten mit relativ hohen Erträgen, wie beispielsweise im Landkreis Eichsfeld. Die geringsten durchschnittlichen Entzüge pro Hektar LF finden sich hingegen im Landkreis Hildburghausen (Abbildung 12-2).

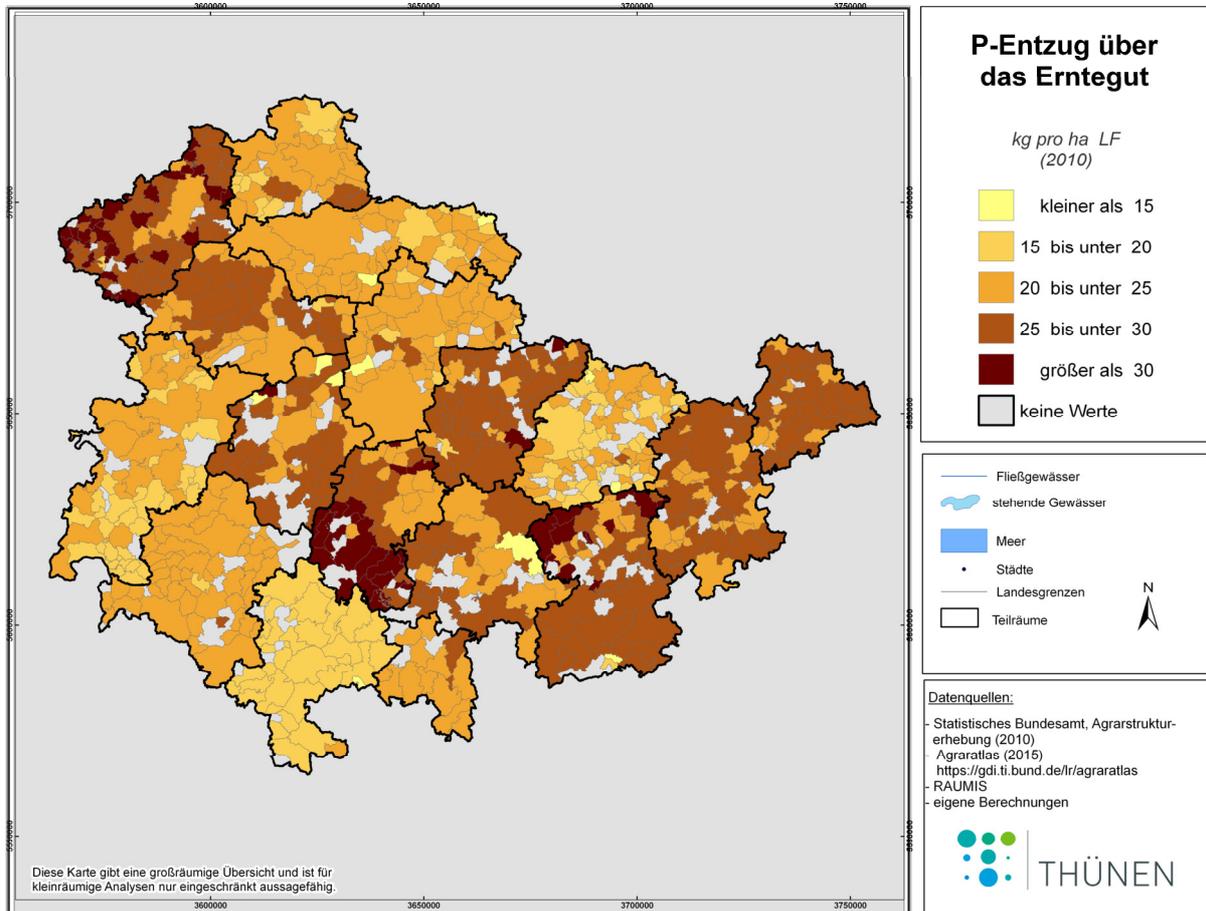


Abbildung 12-2: Phosphorentzug über das Erntegut

12.3 Mineralische P-Düngung

Eine verbesserte Düngeberatung in der Landwirtschaft sowie verschärfte Umweltauflagen haben in den vergangenen Jahren zu einer deutlichen Reduzierung der mineralischen Phosphordüngung geführt (Abbildung 12-3). So hat sich der bundesweite mineralische Phosphoreinsatz seit 1990 mehr als halbiert. Er sank von rund 600.000 t im Jahr 1990 auf zuletzt rund 290.000 t im Wirtschaftsjahr 2013/2014. Ein besonders starker Rückgang ist hierbei Anfang der Neunzigerjahre zu beobachten. Dadurch ergibt sich für Deutschland ein logarithmischer Verlauf der Mineraldüngereinsatzmengen (Abbildung 12-3).

Nach den Analyseergebnissen wurden im Jahr 2010 von den bundesweit eingesetzten Phosphordüngern in Höhe von 290.000 t rund 17.100 t in Thüringen eingesetzt. Bei regionaler Betrachtung zeigen sich auch hier recht große Unterschiede (Abbildung 12-4).

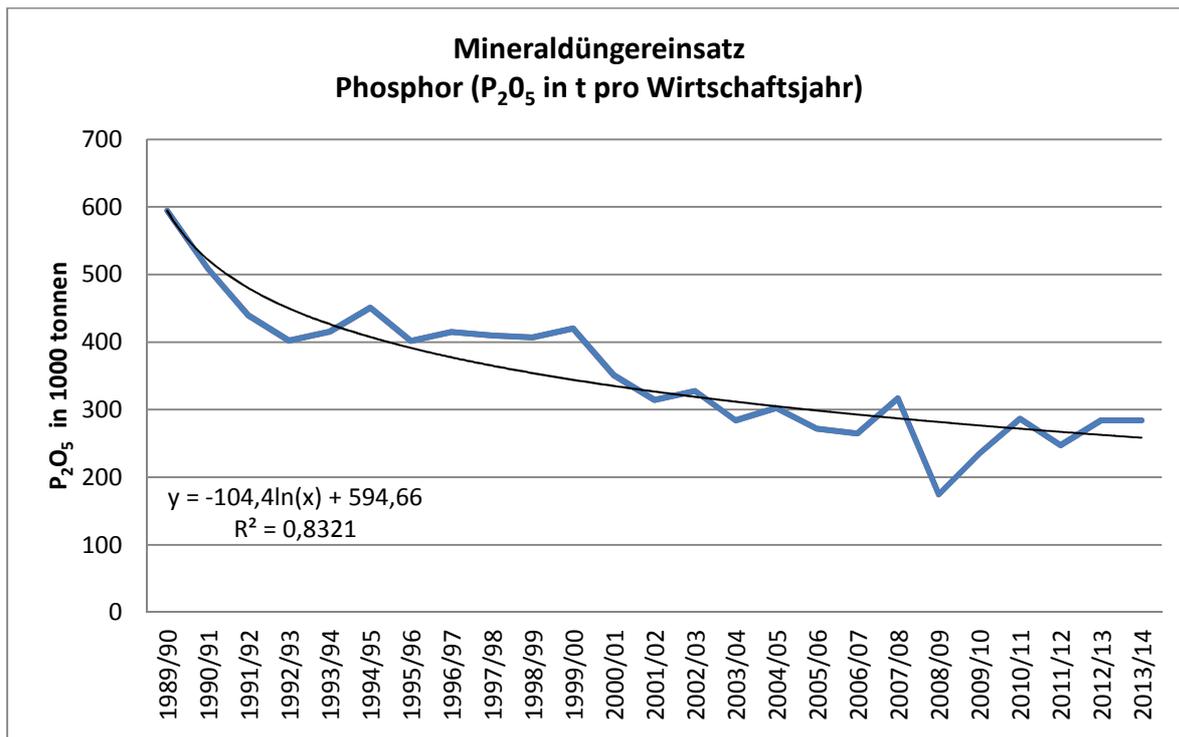


Abbildung 12-3: Gesamteinsatz von mineralischem Phosphordünger in Deutschland

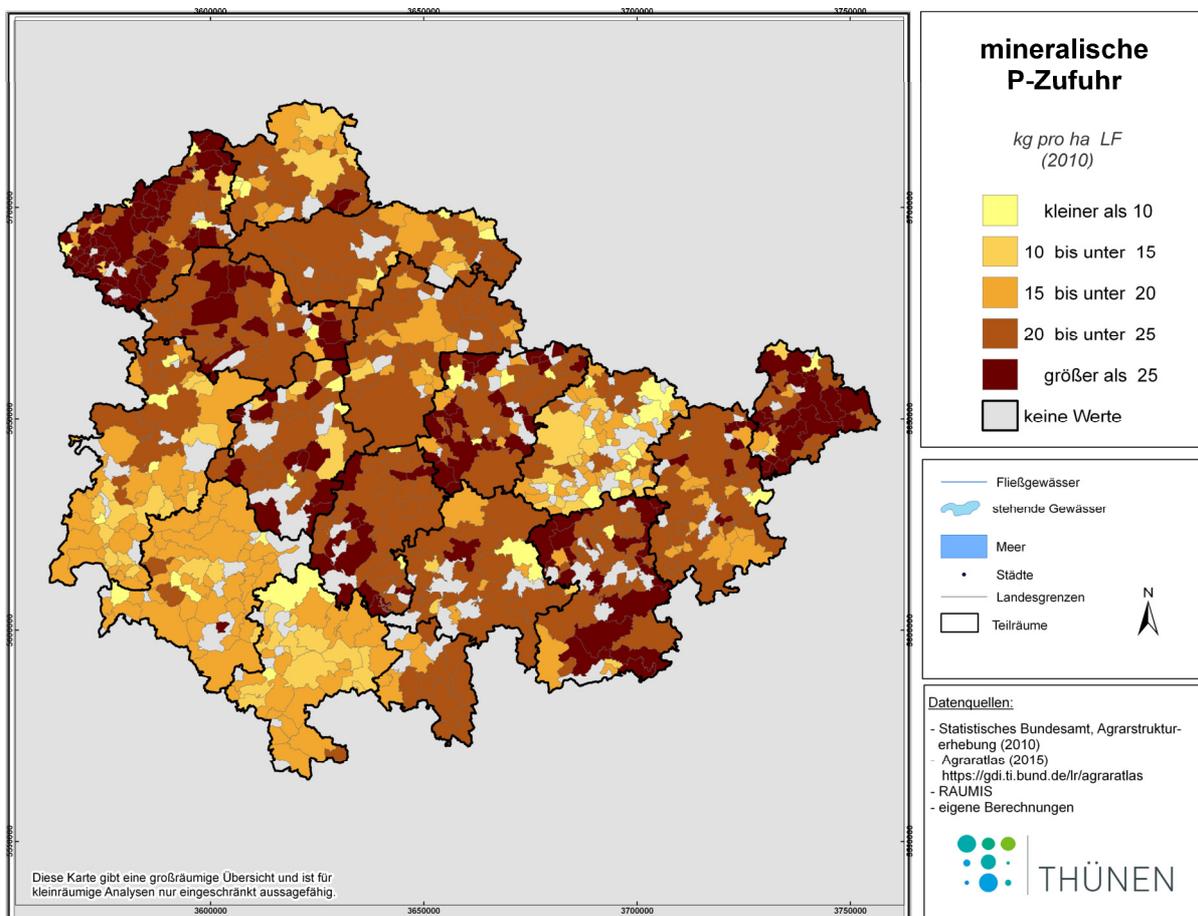


Abbildung 12-4: regionaler Einsatz von mineralischem Phosphordünger (in kg P pro ha LF; 2010)

12.4 Phosphorbilanzüberschuss

Die Phosphorbilanz ist im Vergleich zur Stickstoffbilanz in ihrer Struktur einfacher aufgebaut, weil es in der Phosphorbilanz keine symbiotische Bindung und darüber hinaus keine gasförmigen Verluste gibt (siehe auch Kapitel 3). Saldiert man nun die organische und mineralische Zufuhr an Phosphor mit dem Phosphorentzug über das Erntegut, so ergibt sich für Thüringen ein Phosphorbilanzüberschuss in der Höhe von insgesamt 2.100 t Phosphor. In Abbildung 12-5 wird die regionale Differenzierung der Phosphorbilanzüberschüsse dargestellt.

Der durchschnittliche P-Überschuss liegt für die Gemeinden Thüringens bei 2,7 kg P/ha LF und kann in Landkreisen mit relativ hoher Viehhaltung im Durchschnitt auf 3,7 kg P/ha LF ansteigen.

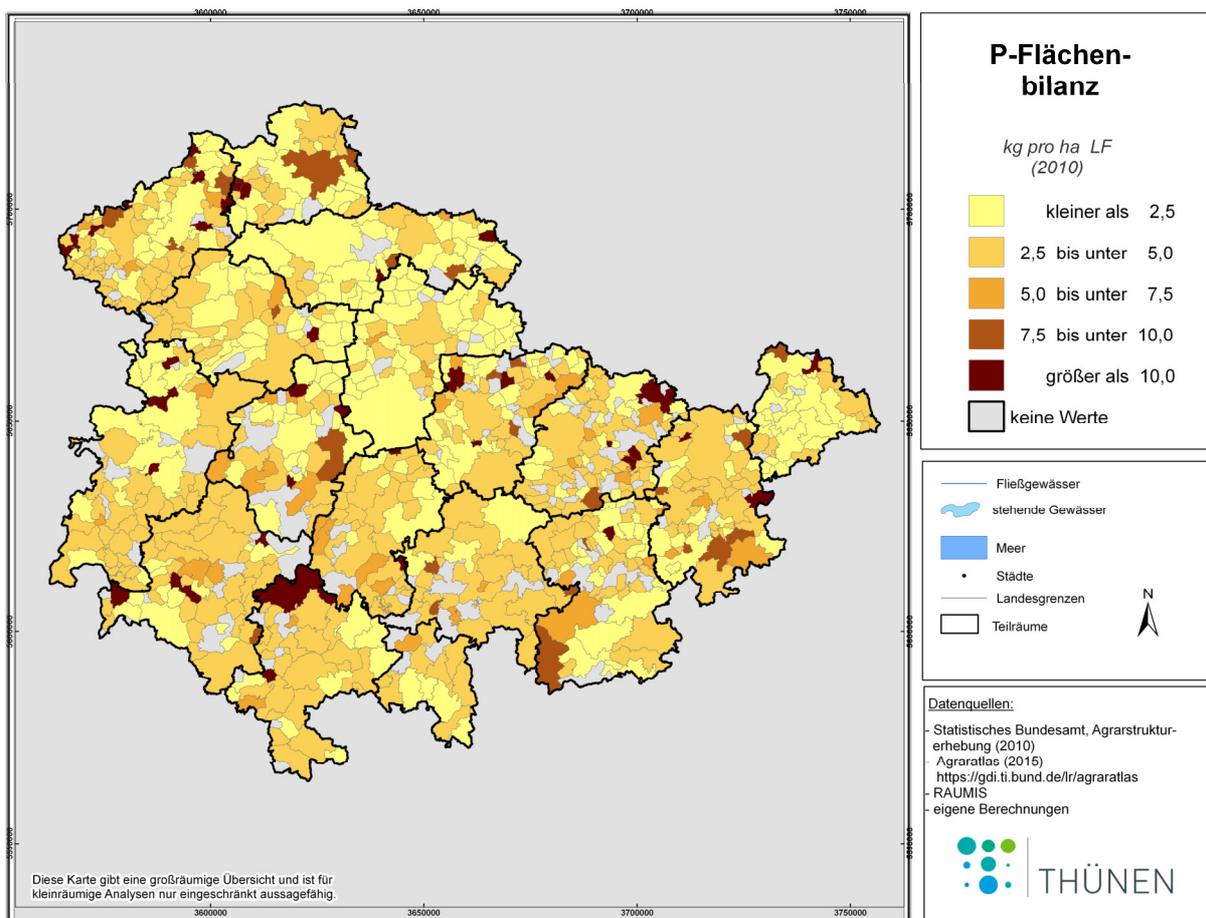


Abbildung 12-5: Regionaler Phosphorbilanzüberschuss

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

13.1 Diffuse P-Einträge in die Oberflächengewässer

13.1.1 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen

Einträge über Dränagen stellen mit 24 t P/a eine untergeordnete P-Quelle dar. Abbildung 13-1 zeigt die Verteilung der P-Einträge innerhalb der künstlich entwässerten Fläche Thüringens. Die flächenbezogenen Einträge in die Oberflächengewässer über Dränagen rangieren zwischen ca. $\leq 0,1$ und über $1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$, wobei i.W. niedrige und sehr niedrige Einträge unter $0,15 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ aufgrund der verbreiteten lehmigen Mineralböden typisch sind. Höhere P-Einträge $>0,25 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ gehen v.a. auf gedränte Tonböden mit höheren P-Konzentrationen im Dränabfluss zurück.

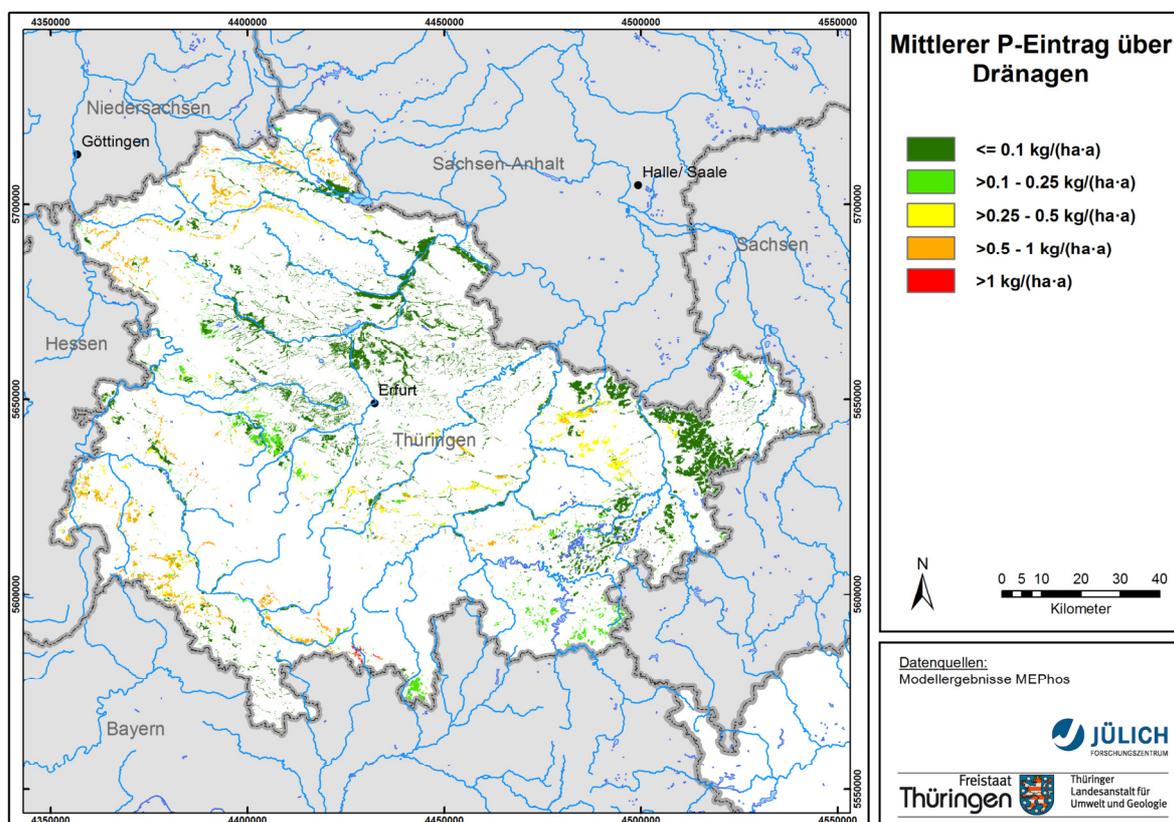


Abbildung 13-1: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Dränagen

13.1.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer über natürlichen Zwischenabfluss

Abbildung 13-2 zeigt die Ergebnisse des mittleren jährlichen P-Eintrags über natürlichen Zwischenabfluss. Die räumliche Differenzierung innerhalb der Gebietskulisse ist gering. Höhere Einträge als $0,1 \text{ kg}/(\text{ha}\cdot\text{a})$ werden v.a. für den Thüringer Wald modelliert, in dem aufgrund der erhöhten Niederschläge auch höherer Zwischenabfluss auftritt. Mit ca. 107 t/a Eintrag im gesamten Bundesland Thüringen ist dieser Eintragspfad für die P-Belastung im Unterschied zu anderen Bundesländern von übergeordneter Bedeutung, da der Flächenanteil bewaldeter und reliefierter Gebiete in Thüringen besonders hoch ist.

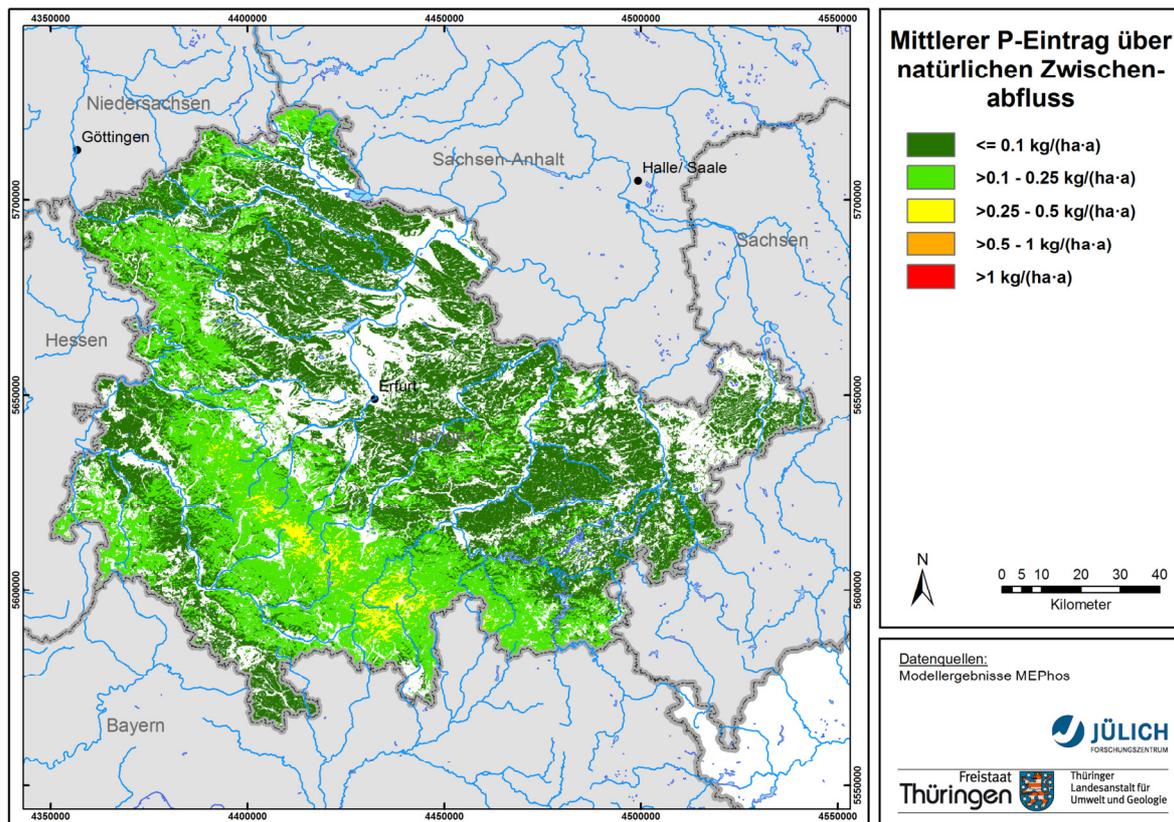


Abbildung 13-2: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über natürlichen Zwischenabfluss

13.1.3 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Grundwasser

Die Modellergebnisse zum P-Eintrag über Grundwasser erreichen eine Summe von 23 t/a, wobei die flächenbezogenen Einträge selten 0,03 kg/(ha·a) übersteigen (siehe Abbildung 13-3). Da sich die P-Konzentrationen im Grundwasser, die für die Modellierung angesetzt wurden und die aus Messwerten des Grundwasser-Monitorings Thüringens abgeleitet wurden, auf einen Pauschalwert von 0,04 mg/l gesetzt werden musste (Kap. 6.3), ist der Grund hierfür v. a. in den niedrigen Grundwasserneubildungsraten zu suchen. Im Thüringer Becken sowie in Ost-Thüringen wird dies durch großräumig niedrige P-Einträge von $\leq 0,01$ kg/(ha·a) besonders deutlich.

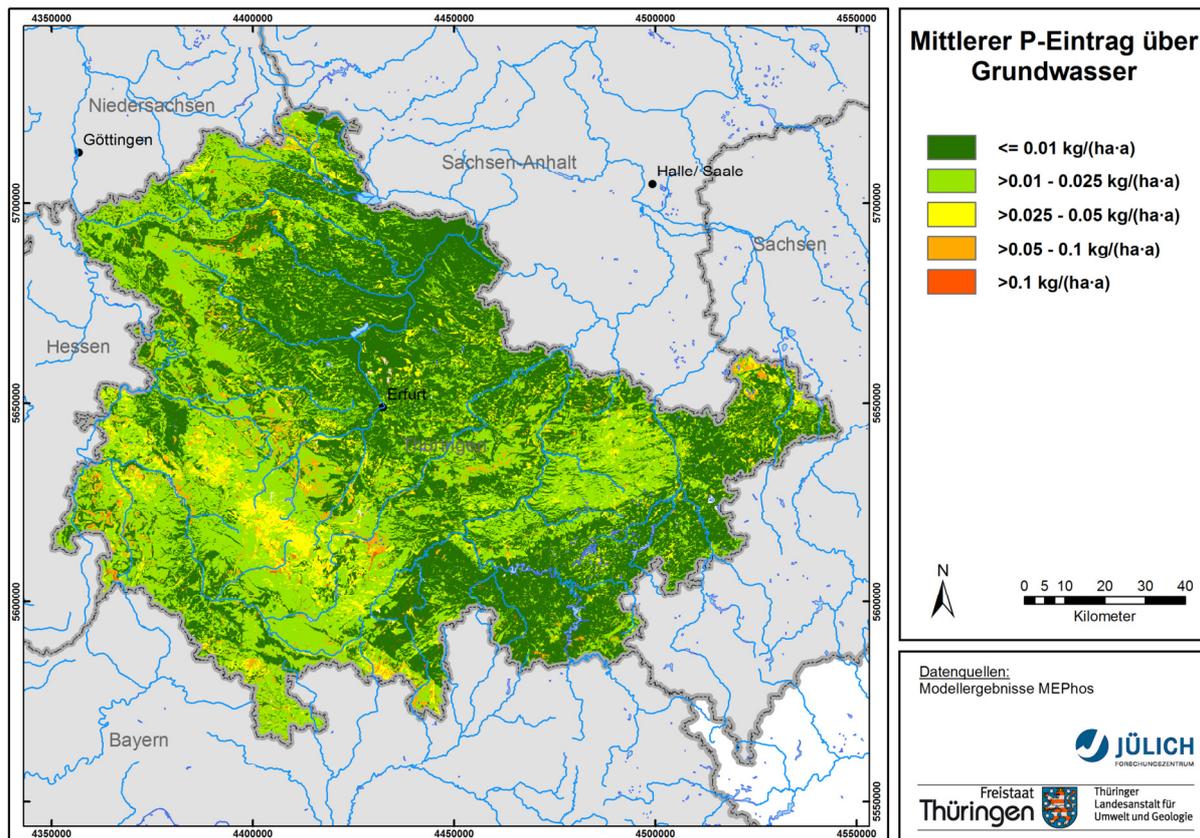


Abbildung 13-3: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über grundwasserbürtigen Abfluss

13.1.4 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion

Die Karten zur Bodenabtragsgefahr und zum P-Gehalt im Oberboden stellen die Grundlagen für die Ermittlung des P-Eintrags über Erosion in die Oberflächengewässer dar, der sich aus Abbildung 13-4 ergibt. Das Sedimenteintragsverhältnis liegt im Mittel bei 13%, d.h. lediglich 13% des Bodenabtrags erreicht als Sediment die Oberflächengewässer. Der Großteil erodierten Materials verbleibt auf der Ackerfläche bzw. sedimentiert auf dem Weg zwischen Ackerfläche und Oberflächengewässer.

In Summe gelangen 373 t P/a in die Oberflächengewässer Thüringens, im Mittel sind es 5,8 kg/(ha·a). Abbildung 13-4 zeigt ein sehr fein verteiltes Bild der räumlichen Verteilung erosionsbürtiger P-Einträge in Thüringen. Dies ist eine Folge der räumlich hoch aufgelösten Modellierung mit einer Rasterweite von 5 m und der Verschneidung der Bodenabtragsflächen mit dem Tiefenliniennetz.

Insgesamt stellt der Eintragspfad Erosion mit über 370 t/a den bedeutendsten Pfad für diffuse und punktuelle P-Einträge in Thüringen dar.

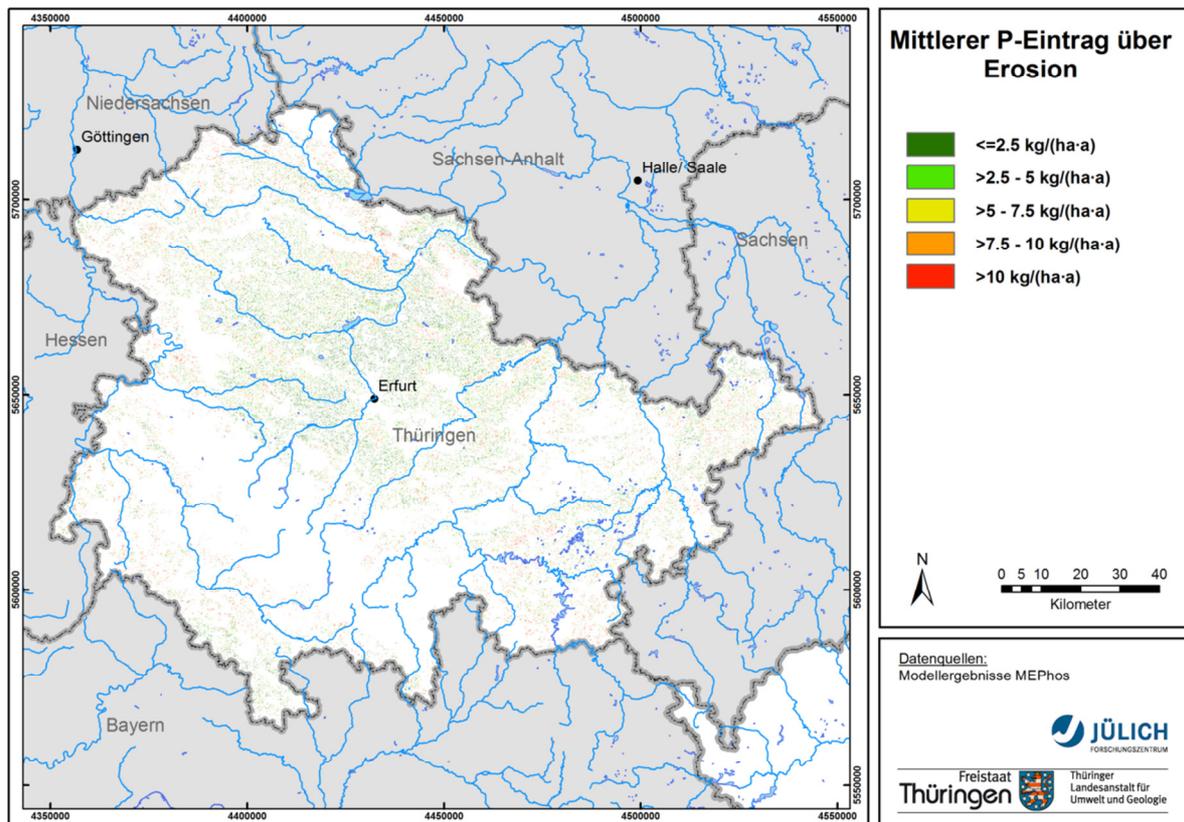


Abbildung 13-4: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Erosion

13.1.5 P-Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung

Aufgrund der verbreitet geringen Niederschläge in Thüringen und der damit verbundenen relativ geringen Oberflächenabflüsse treten P-Einträge über Abschwemmung von $>0,2$ kg/(ha·a) kaum auf. Aufgrund des relativ geringen flächenbezogenen Eintrags und der wenigen betroffenen Flächen beträgt der gesamte Eintrag 27 t/a. Das disperse Kartenbild resultiert ähnlich wie bei Einträgen über Bodenerosion aus der Verschneidung der landwirtschaftlichen Flächen mit dem Tiefenliniennetz zur Simulation der hydraulischen Anbindung der Flächen an Oberflächengewässer. Insgesamt stellt Abschwemmung einen Eintragspfad mit unterdurchschnittlicher Bedeutung aller P-Quellen dar.

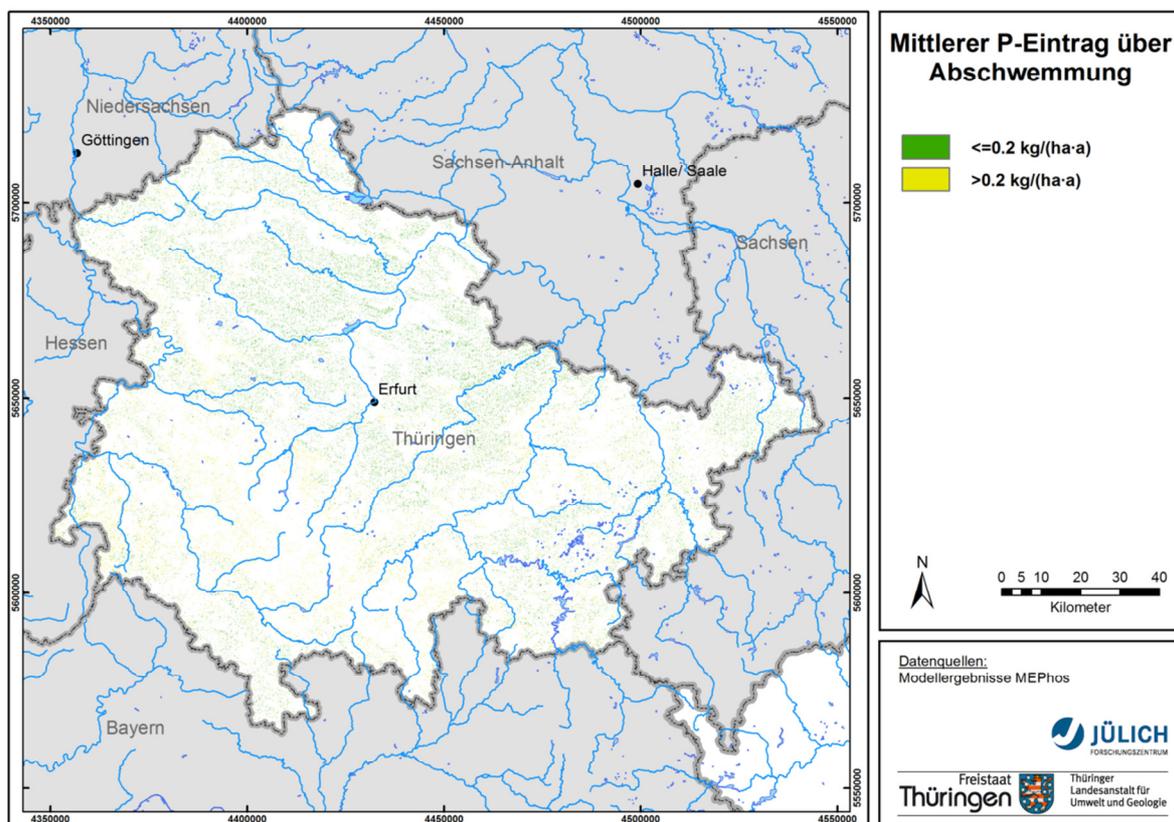


Abbildung 13-5: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Abschwemmung

13.1.6 P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen

Mit ca. 10 t/a leisten P-Einträge aus atmosphärischer Deposition auf Wasserflächen den niedrigsten 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.

13.2 P-Einträge in die Oberflächengewässer aus Punktquellen

An Punktquellen werden in diesem Kapitel kommunale Kläranlagen, industriell-gewerbliche Direkteinleiter, Mischwasserentlastung, Bürgermeisterkanäle, Regenwasserkanäle sowie Kleinkläranlagen betrachtet.

13.2.1 P-Einträge aus kommunalen Kläranlagen

Angaben zu Daten und Methodik wurden bereits in Kapitel 7.1 gemacht. Insgesamt erfolgen im Zeitraum 2012-2013 mittlere P-Emissionen in Höhe von 207 t/a aus 557 kommunalen Kläranlagen. Die Höhe der Einträge ist anlagenspezifisch aus Abbildung 13-6 zu ersehen. Die Abbildung zeigt, dass nur vier Kläranlagen Emissionen von mehr als 5 t P/a aufweisen. Weitaus größere Verbreitung haben Anlagen mit Emissionen unter 0,5 t/a, welche für ländliche Gebiete typisch sind.

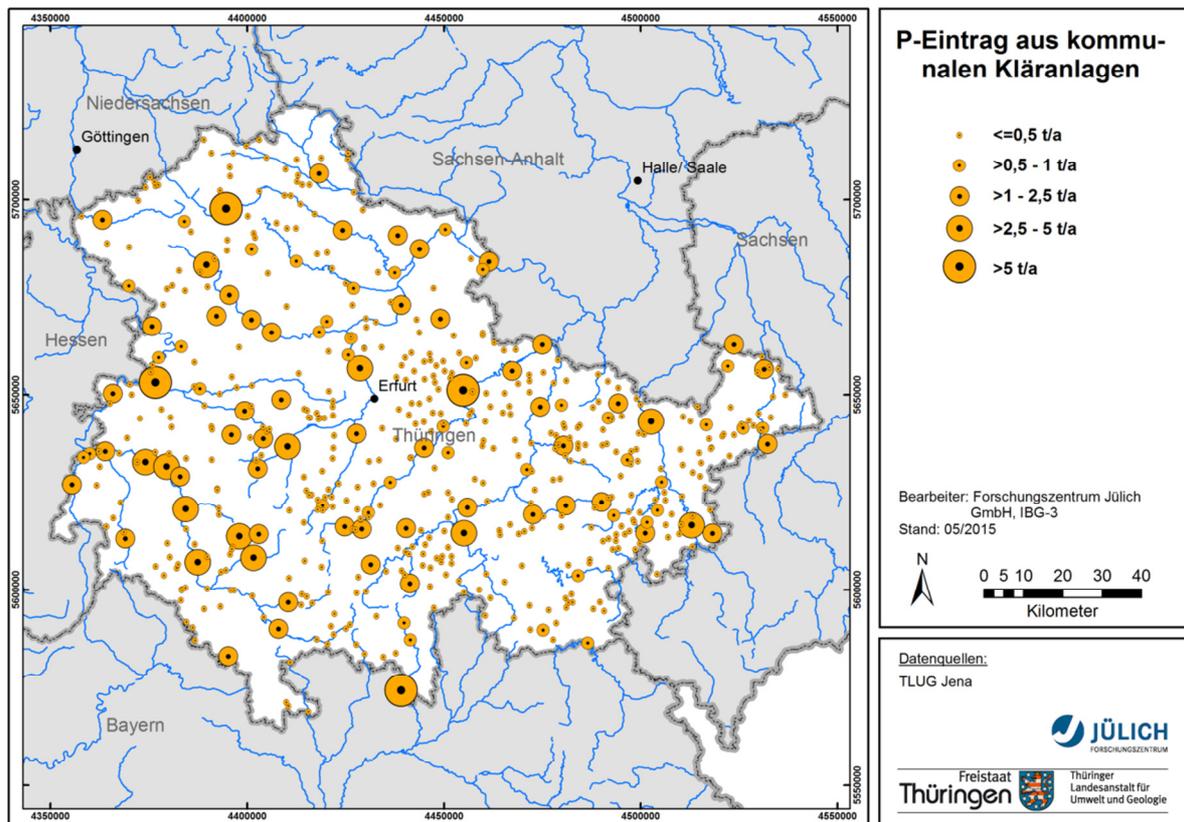


Abbildung 13-6: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus kommunalen Kläranlagen

13.2.2 P-Einträge aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern

Auch die zur Berechnung der mittleren eingeleiteten Jahresfracht aus industriellen und gewerblichen Direkteinleitungen erforderlichen Daten wurden als anlagenbezogene Punktdaten zur Verfügung gestellt. Die Datensätze wurden in einer Datenbank abgelegt und eine Zuweisung der Kläranlagenstandorte zu Einzugsgebieten vorgenommen, die sich auf Gütemessstellen beziehen. Die Höhe der Einträge aus industriellen Kläranlagen ist anlagenspezifisch aus Abbildung 13-7 zu ersehen.

Für die Bezugsjahre 2012-2013 sind Daten zu 21 Einleitstellen in Thüringen vorhanden. Die Summe des P-Eintrags aus industriellen Kläranlagen beträgt ca. 9 t P/a. Die Abbildung zeigt, dass der Eintrag in hohem Maße aus vier Einleitern mit Emissionen von mehr als 1 t P/a stammt. Die Anlagen befinden sich im Wesentlichen in Erfurt und im südlichen Thüringen.

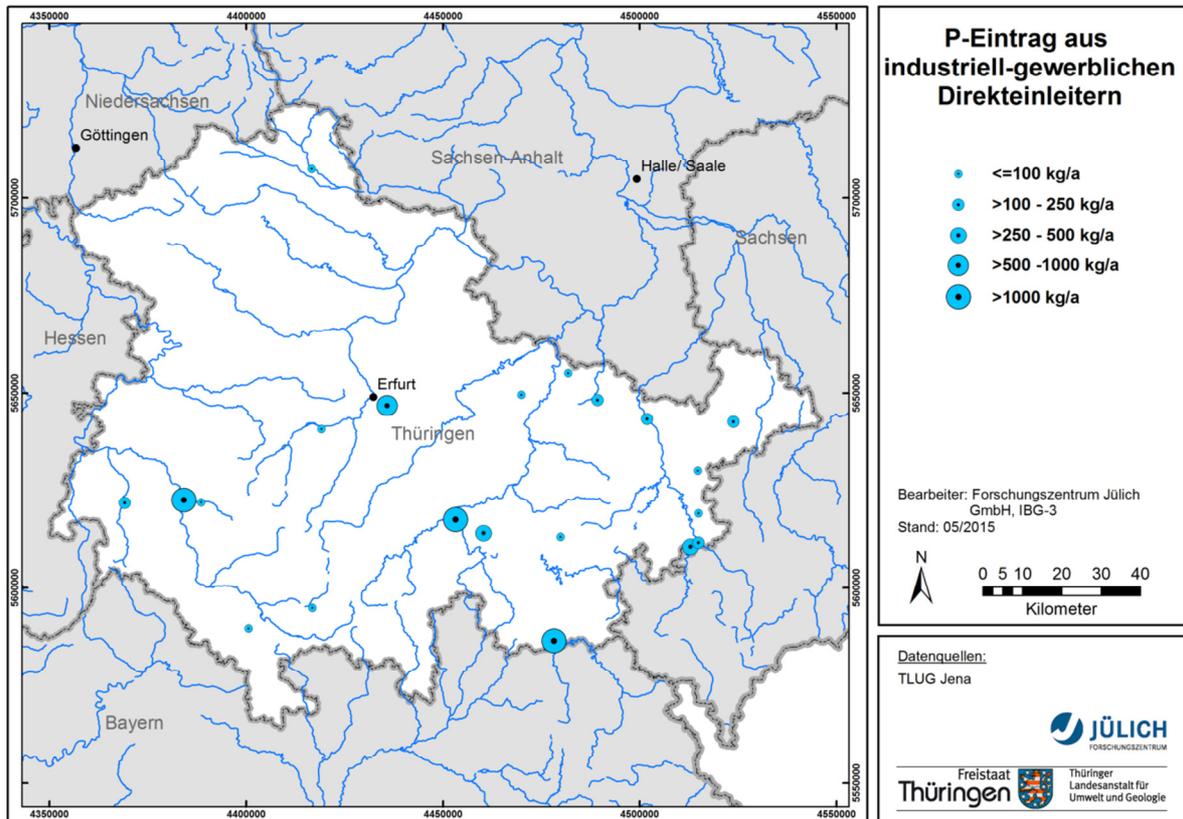


Abbildung 13-7: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus industriell-gewerblichen Direkteinleitern

13.2.3 P-Einträge über Mischwasserentlastung

P-Einträge in die Oberflächengewässer werden mit dem Modell MEPhos ermittelt. Das Verfahren ist in Kapitel 7.2 dargelegt. Das Ergebnis zeigt Abbildung 13-8. In Summe erfolgen landesweit P-Einträge von 69 t/a. Flächenhaft überwiegen Einträge von maximal 0,05 kg/(ha·a). Höhere Einträge treten in den urbanen Zentren Thüringens Eisenach, Erfurt, Weimar, Jena u.a. deutlich hervor. Stark überdurchschnittliche P-Einträge über Mischwasserentlastungen $\geq 0,25$ kg/(ha·a) treten vereinzelt in sehr kleinen Gemeinden auf und sind auf hohe modellierte Entlastungsraten zurückzuführen, die wiederum aus niedrigen Ausbaugraden resultieren.

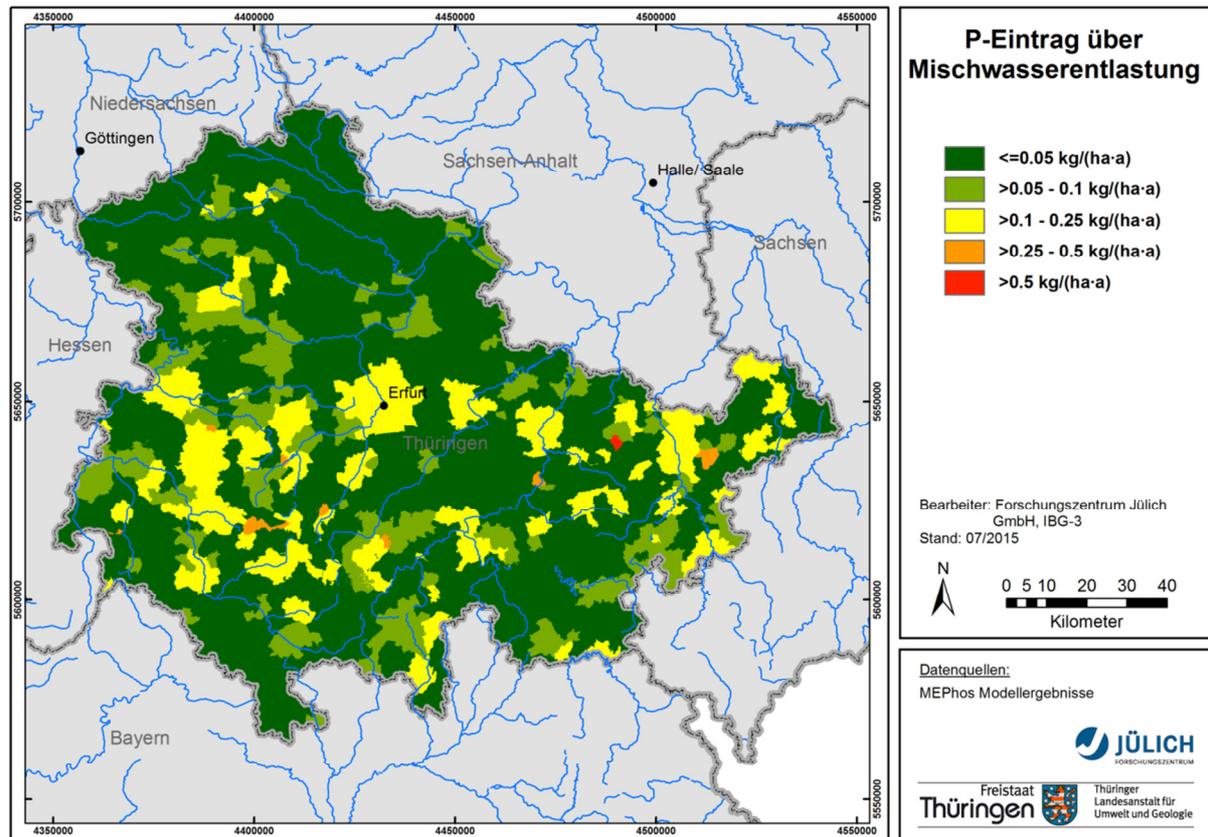


Abbildung 13-8: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Mischwasserentlastung

13.2.4 P-Einträge über Bürgermeisterkanäle

Die mittleren P-Einträge aus Bürgermeisterkanälen wurden als Summenwerte für Gemeinden modellhaft ausgewiesen (Kap. 7.3). Die Höhe der Einträge ist aus Abbildung 13-9 zu ersehen. Für das Bezugsjahr 2013 liegt die Summe des P-Eintrags aus Bürgermeisterkanälen bei 81 t/a. Einträge über diesen Pfad sind v.a. typisch für den ländlichen Raum und treten dann räumlich gebündelt auf, z.B. im Thüringer Wald und im Eichsfeld.

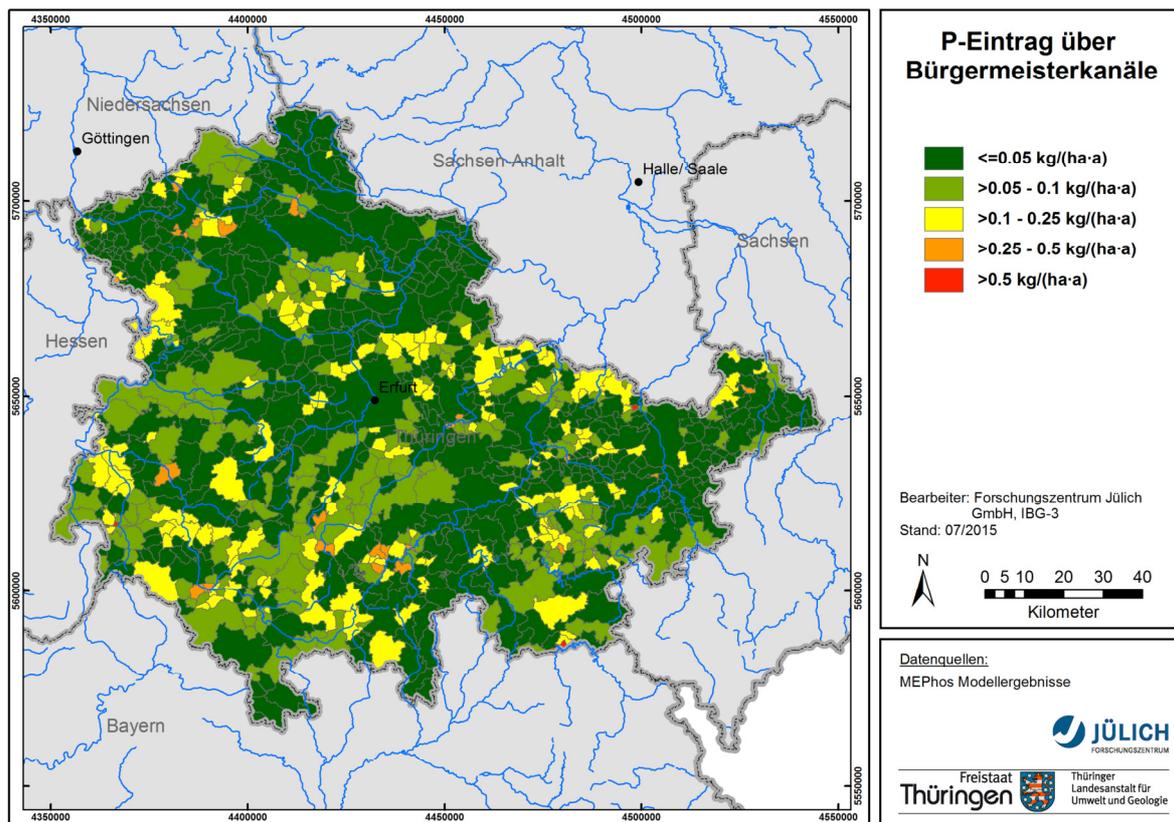


Abbildung 13-9: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Bürgermeisterkanäle

13.2.5 P-Einträge aus Regenwasserkanälen

P-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle sind in Abbildung 13-10 dargestellt. Die Methodik zu Ihrer Ableitung ist in Kapitel 7.4 beschrieben. Die landesweite Summe der modellierten P-Einträge über Regenwasserkanäle beträgt 19 t/a. Wenn man von wenigen Gemeinden mit vermutlich historisch bedingtem höheren Anteil an Trennsystemen am Kanalisationsnetz absieht, liegt die flächenhafte Belastung bei unter 0,05 kg/(ha·a).

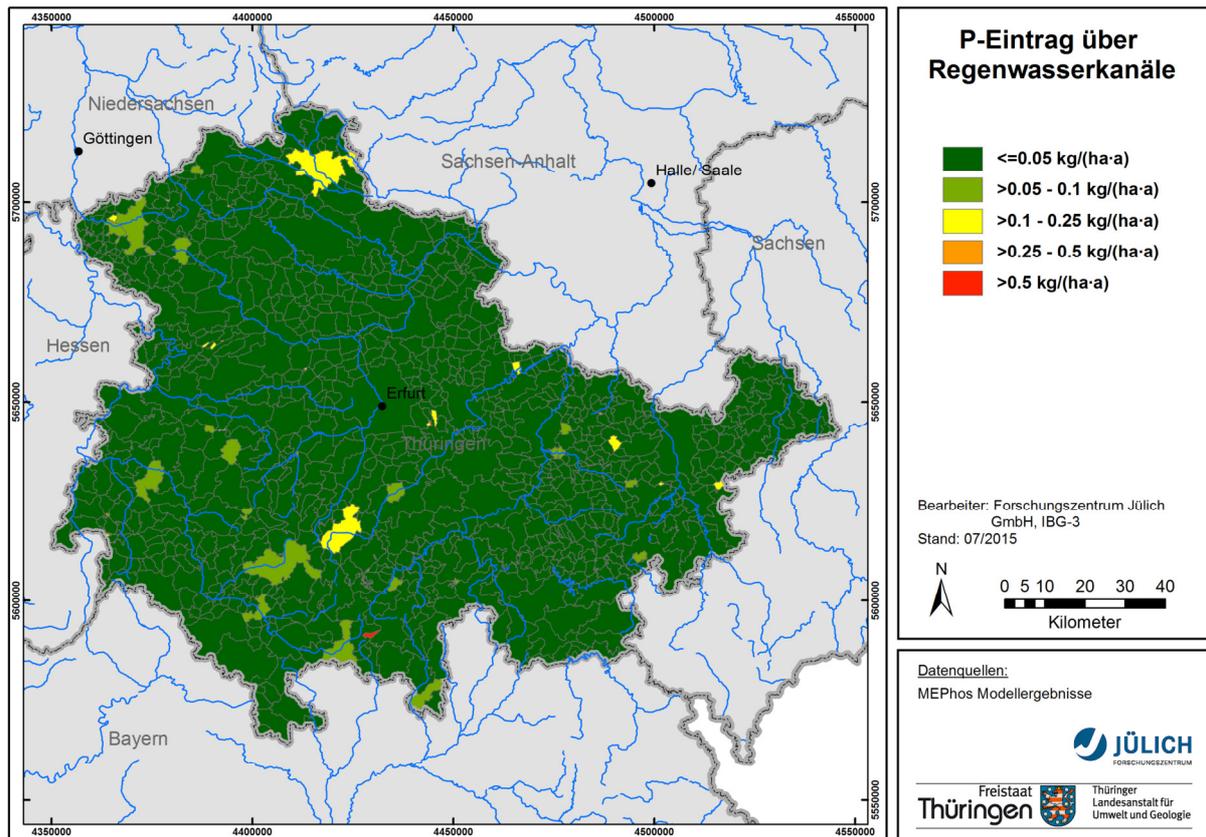


Abbildung 13-10: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Regenwasserkanäle

13.2.6 P-Einträge aus Kleinkläranlagen

Die P-Einträge aus Kleinkläranlagen liegen als Summenwerte für Gemeinden vor, wobei teilweise Daten auf Landkreisebene in die Modellierung eingegangen sind (Kap. 7.5). Das Modellergebnis ist in Abbildung 13-11 zu sehen. In Summe betragen die Einträge 142 t P/a und zählen damit neben kommunalen Kläranlagen zu den bedeutenden Punktquellen für P. Flächenhaft treten höhere Einträge räumlich zusammenhängend auf, wobei diese Gemeindeguppen v.a. im südlichen Thüringer Wald, im Eichsfeld sowie im Saale-Einzugsgebiet auftreten.

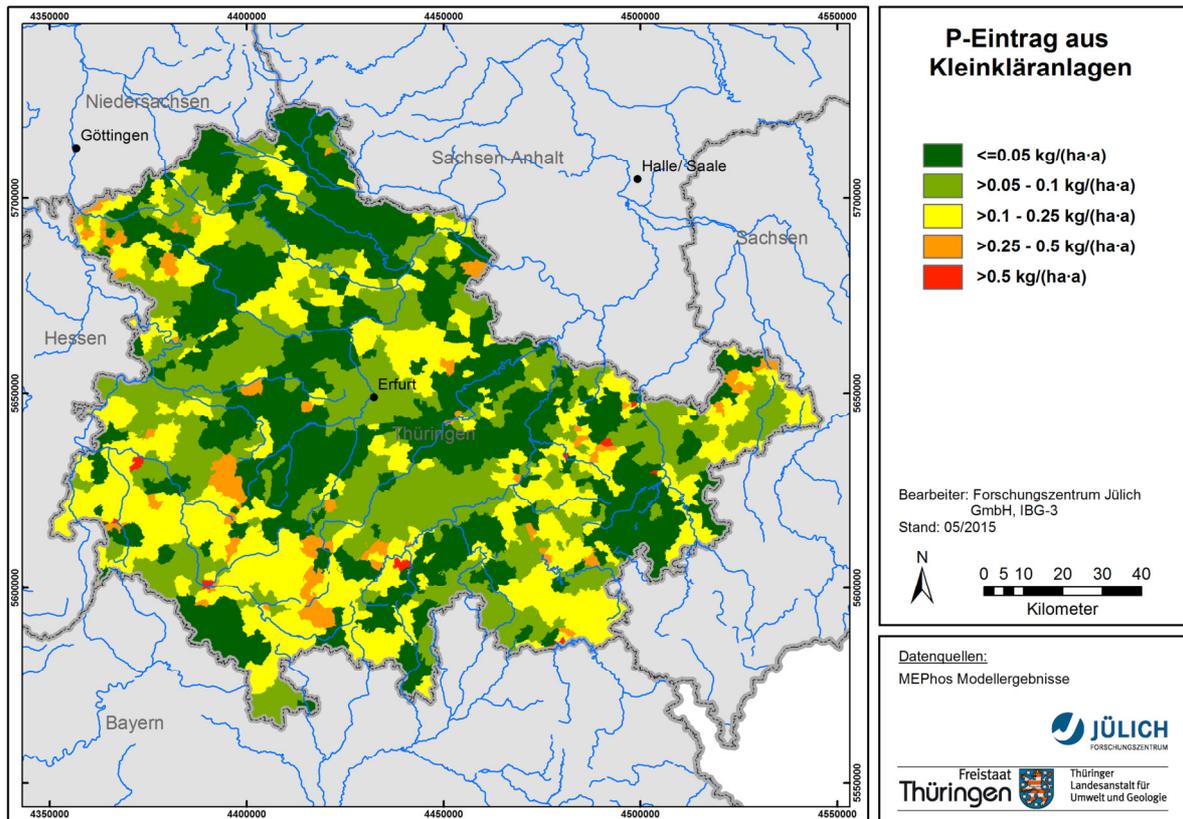


Abbildung 13-11: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Kleinkläranlagen

13.3 Mittlere P-Gesamteinträge aus punktuellen und diffusen Quellen

Insgesamt werden Gesamteinträge von P_{gesamt} von 1.091 t/a modelliert. Abbildung 13-12 zeigt die Verteilung auf die einzelnen zwölf Eintragspfade in absoluten Zahlen, Abbildung 13-13 in Prozentangaben. Mit 34% oder 373 t/a stellt Bodenerosion im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen kommunale Kläranlagen (207 t/a oder 19%), Kleinkläranlagen (142 t/a oder 13%) und Zwischenabfluss (107 t/a oder 10%). Über die restlichen acht Eintragspfade gelangen ca. 24% oder 262 t/a in die Oberflächengewässer Thüringens. Das Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen ist mit 52 zu 48% relativ ausgeglichen.

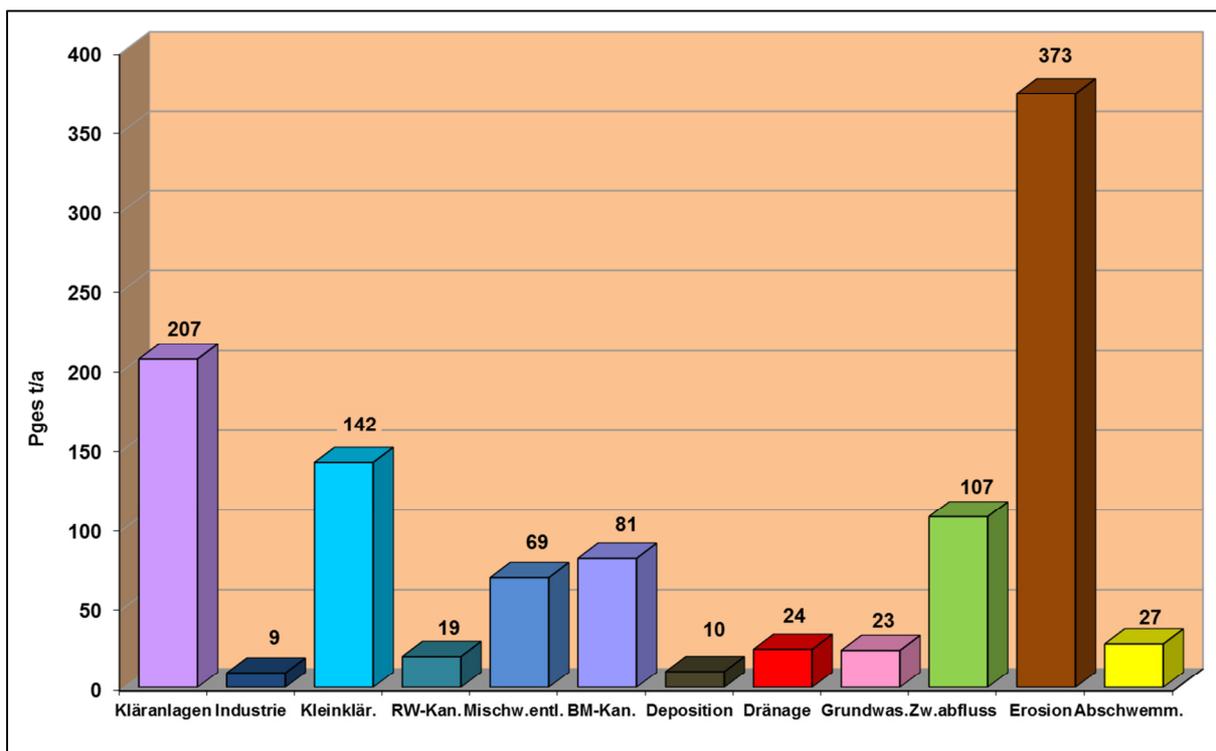


Abbildung 13-12: P_{gesamt} -Einträge nach Eintragspfaden absolut

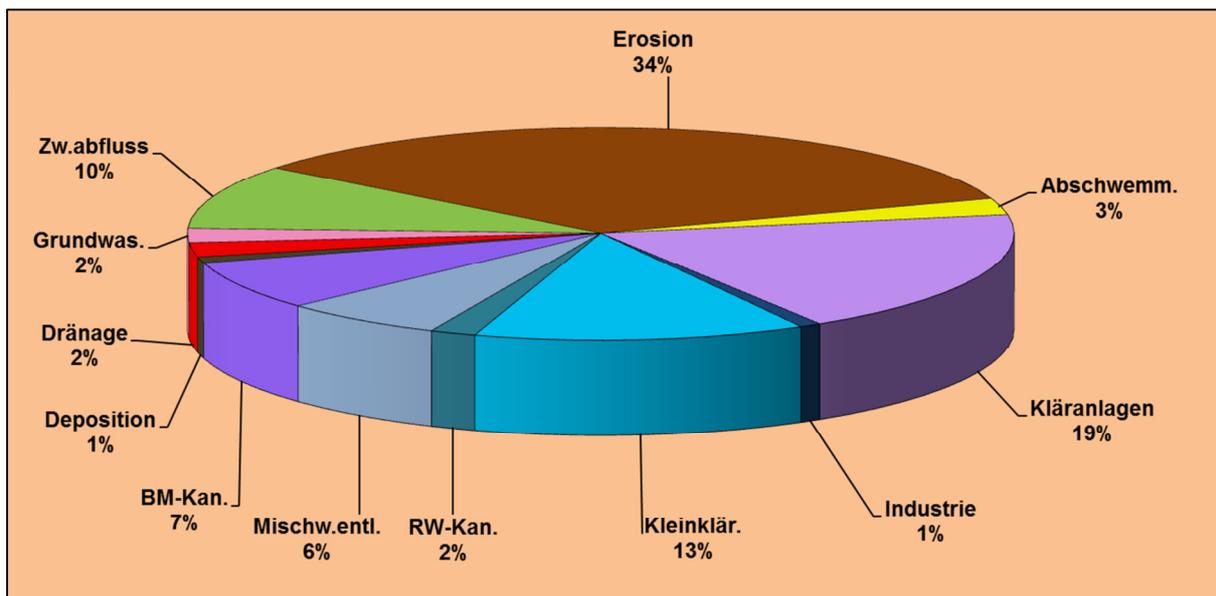


Abbildung 13-13: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag

Die Abbildungen 13-14 bis 11-17 zeigen ergänzend die Anteile der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer, aufgeschlüsselt nach Oberflächenwasserkörpern für vier verschiedene Wertebereiche des Austrags ($> 8 \text{ t P/a}$, $3 - 8 \text{ t P/a}$, $1 - 3 \text{ t P/a}$ und $< 1 \text{ t P/a}$).

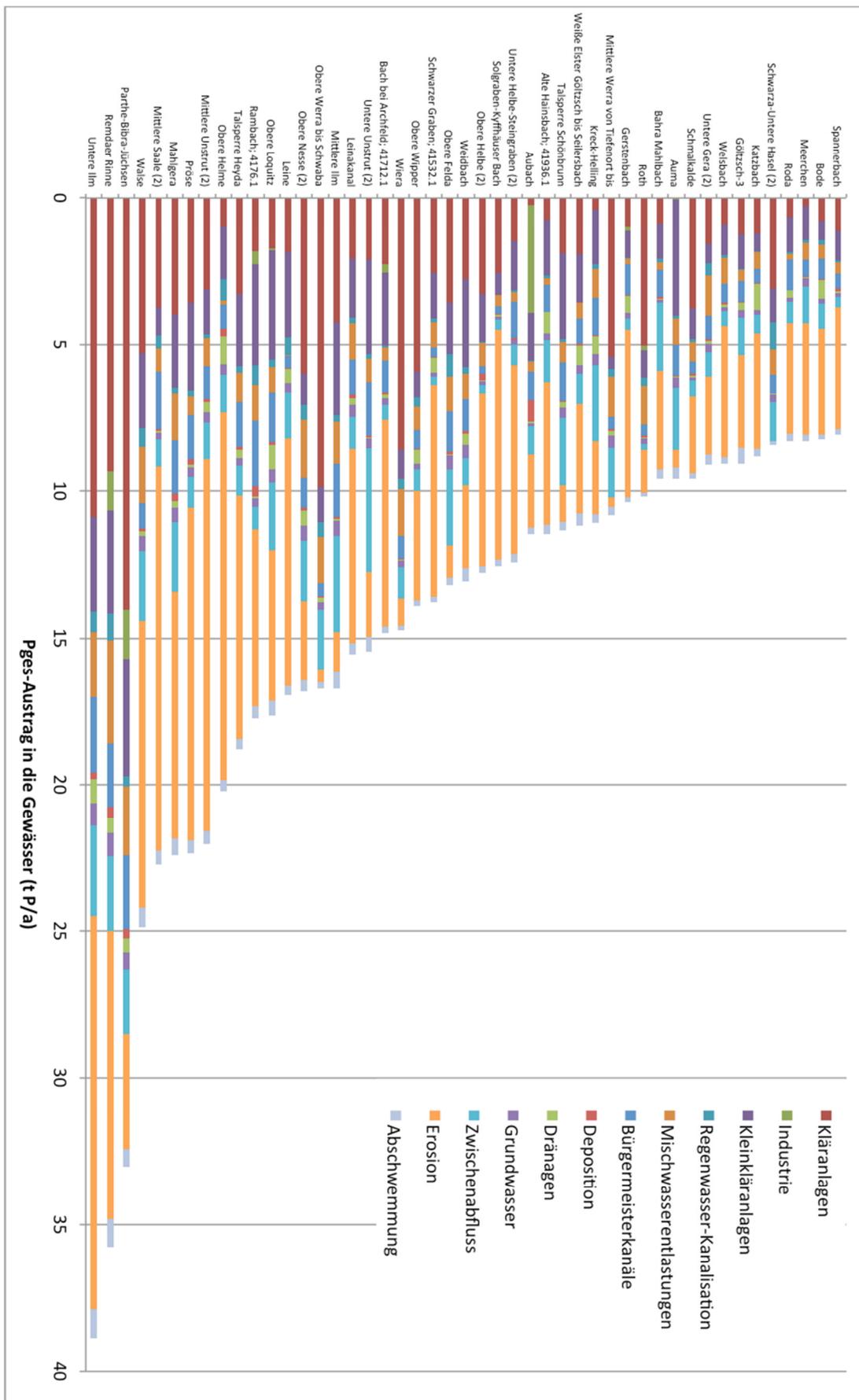


Abbildung 13-14: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für P-Austräge von über 8 t P/a

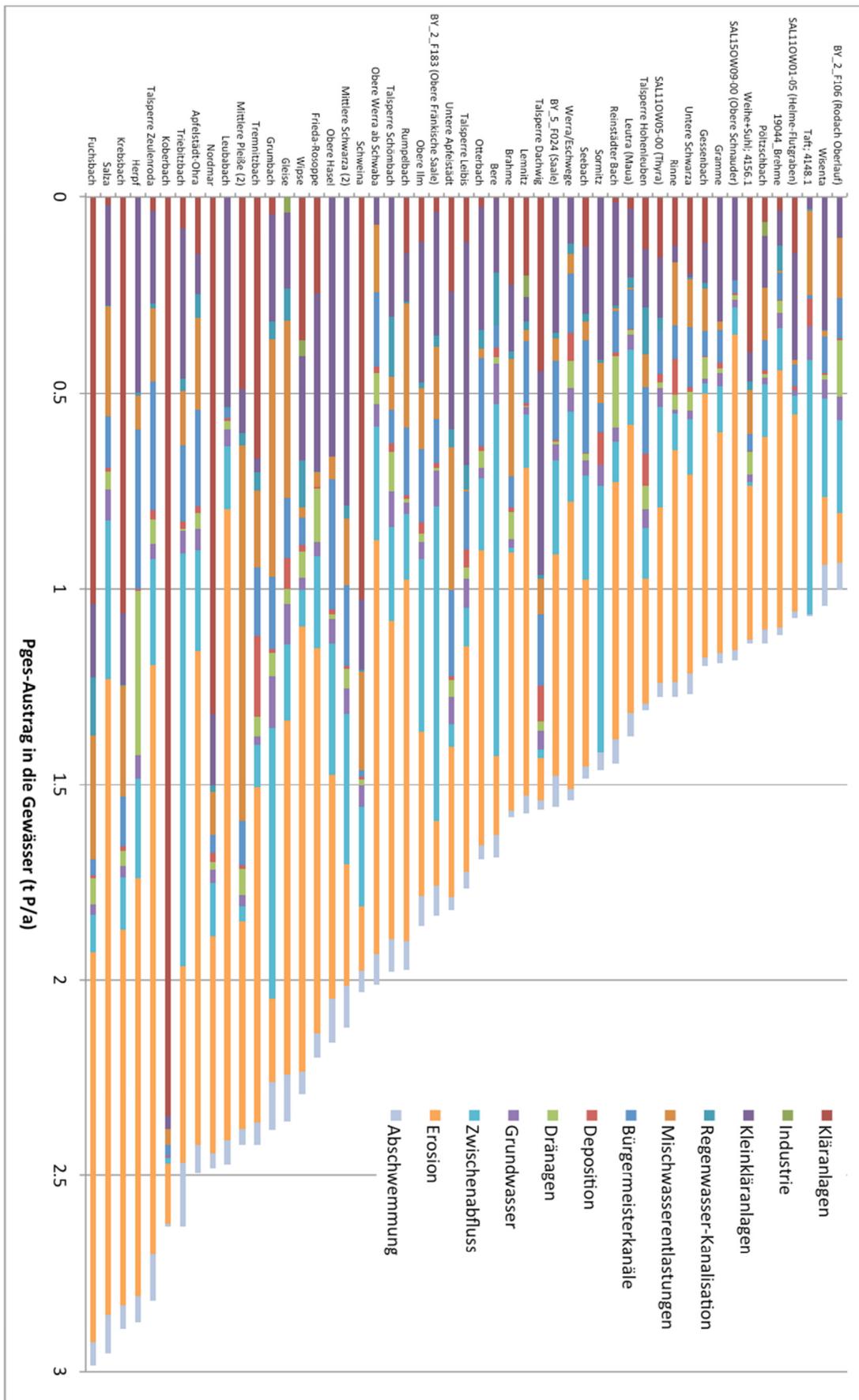


Abbildung 13-16: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für P-Austräge von 1 t P/a bis 3 t P/a

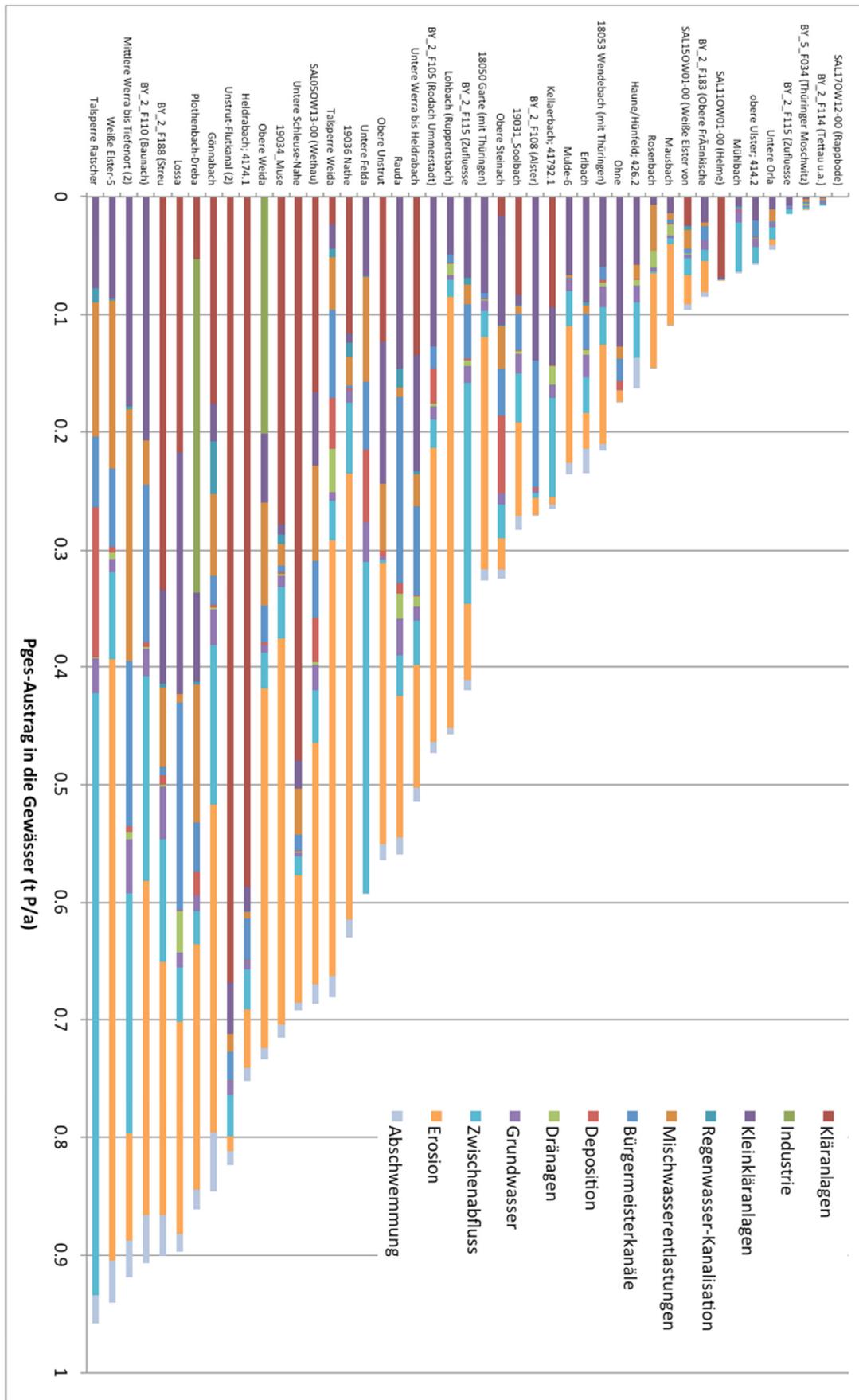


Abbildung 13-17: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Oberflächenwasserkörper für P-Austräge von weniger als 1 t P/a

13.4 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 2000-2013 mindestens 50 Messungen des Güteparameters P_{gesamt} sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen (Kap. 8.10).

Während beim Stickstoff gasförmige Verluste aus dem Oberflächengewässer auftreten, erfolgt bei P eine Retention schwerpunktmäßig durch Sedimentation von Schwebstoff und partikulär gebundenem P in den zahlreichen durchflossenen Talsperren. Die P-Retention in den betroffenen Flusssystemen Thüringens wird daher bei P in Anlehnung an Molot und Dillon (1993) simuliert.

Abbildung 13-14 zeigt das Ergebnis des Vergleichs modellierter P-Einträge mit Frachten, die aus Messwerten ermittelt wurden. Die rote Linie kennzeichnet eine Abweichung von $\pm 30\%$. Das Bestimmtheitsmaß beträgt 96 %, was auf einen grundsätzlich hohen Anteil der erklärten Varianz an der Gesamtvarianz hinweist. Bei Messstellen mit geringen Frachten von kleiner 1 t/a kommt es zu starker Überschätzung der aus Messdaten bestimmten Frachten durch das Modell bei gleichzeitig starker Streuung. Ursächlich hierfür sind kleine Einzugsgebiete, in denen sich die räumliche Aggregation vieler Punkteinträge auf Gemeindeebene bemerkbar macht. Unsicherheiten in diesen Teilergebnissen haben bei kleinen Einzugsgebieten überdurchschnittlich starken Anteil am Gesamtfehler. Um diesen Fehler zu beheben, wären Daten zu Punktquellen in höherer räumlicher Auflösung erforderlich.

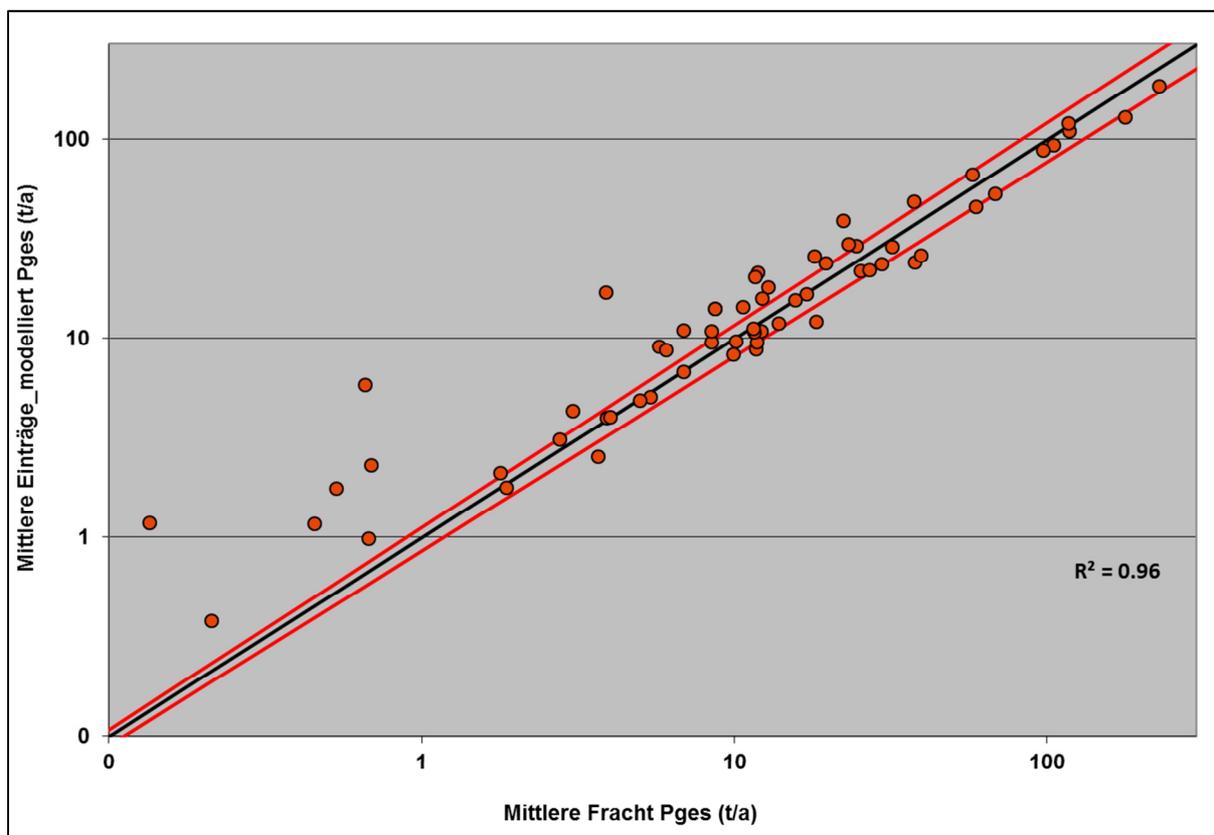


Abbildung 13-14: Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer

14 Szenarioanalysen

14.1 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 NO₃/l erreicht werden kann, ist die Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ein guter Indikator.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem Boden mit der Sickerwasserrate kann die potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser berechnet werden. Das Ergebnis ist in Abbildung 14-1 dargestellt.

Es wird deutlich, dass in den meisten Regionen Thüringens nördlich des Thüringer Waldes großflächig Nitratkonzentrationen im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l und mehr auftreten, hohe Werte errechnen sich vor allem für die Regionen, in denen der N-Austrag aus dem Boden 25 kg N/(ha·a) übersteigt. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich dagegen für die landwirtschaftlich extensiv genutzte Mittelgebirgsregion des Thüringer Waldes sowie in den Regionen mit sehr guten Nitratbaubedingungen im Boden, zum Beispiel in Niederungsbereichen.

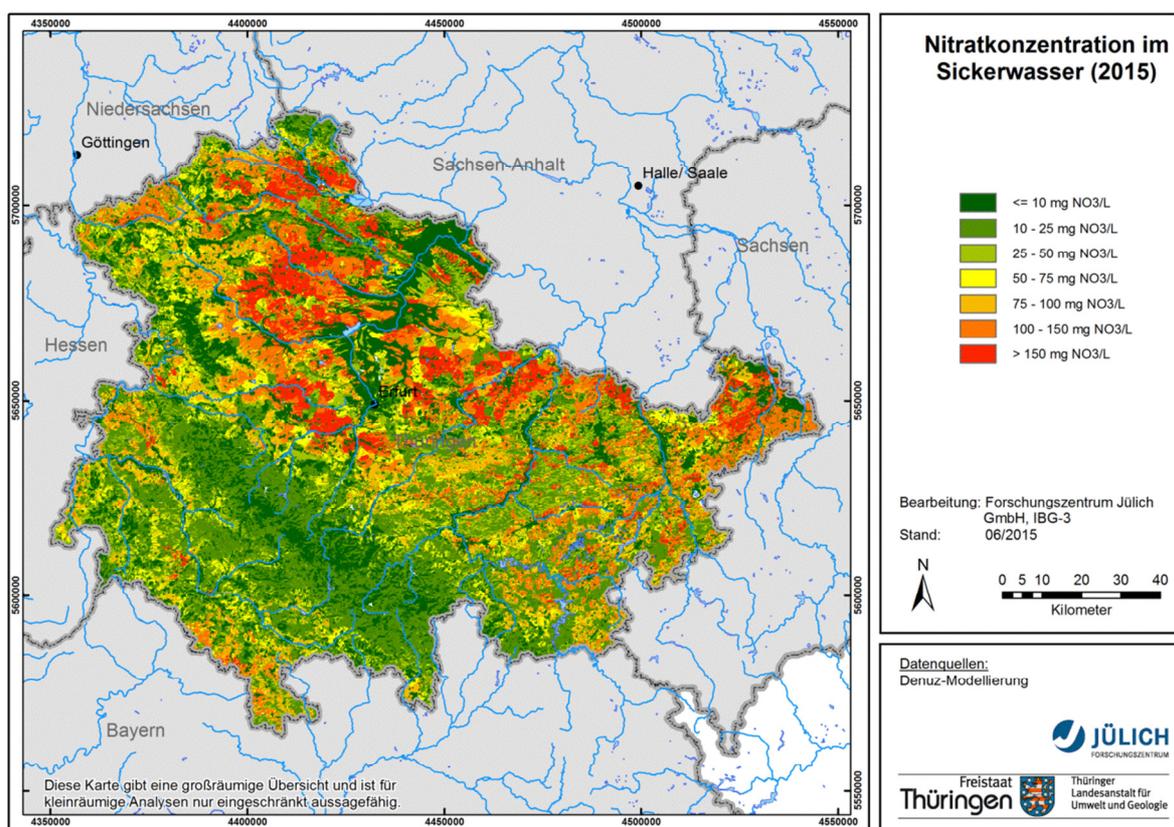


Abbildung 14-1: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser

14.2 Ermittlung des Stickstoff-Minderungsbedarfs zur Erreichung des Grundwasserschutzziels

Im Zusammenhang mit der Umsetzung der EU-WRRL wurde deutlich, dass eine Reihe der Grundwasserkörper in Thüringen das Ziel des guten chemischen Zustands aufgrund von Überschreitungen der Schwellenwerte für Nitrat nicht erreichen (Abbildung 14-2). 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.

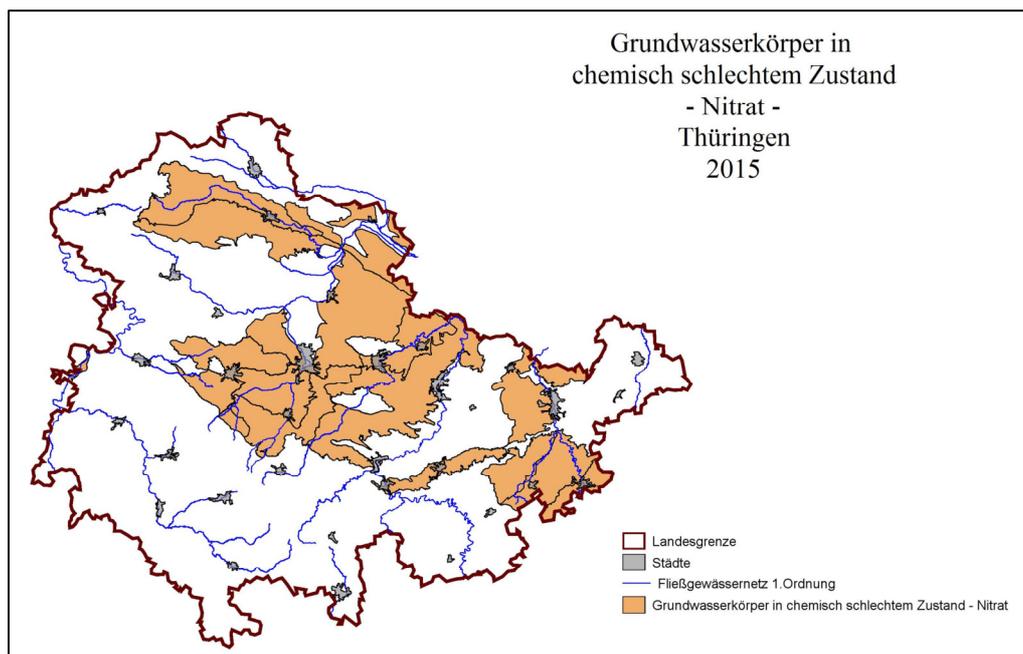


Abbildung 14-2: Grundwasserkörper im schlechten Zustand hinsichtlich Nitrat

Die in Abbildung 14-1 dargestellte potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser zeigt die „hot-spot-Flächen“ für den Nitratreintrag ins Grundwasser mit der Grundwasserneubildung bzw. in die Oberflächengewässer mit den Komponenten des Direktabflusses. 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 bleibt hierbei, dass in Regionen mit reduzierten Aquiferen, wie sie einigen Niederungsgebieten Thüringens auftreten können, trotz hoher N-Einträge oftmals nur geringe Nitratkonzentrationen im Grundwasser beobachtet werden (Kunkel u. Wendland, 2006). Der Grund hierfür sind 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 (vgl. Kap. 4-6).

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 u. Sontheimer, 1985). Damit die in einigen Niede-

rungsregionen Thüringens, 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 NO₃/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 der TLUG wurde dieser Ansatz auf Thüringen 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 (siehe Abbildung 14-3), 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.

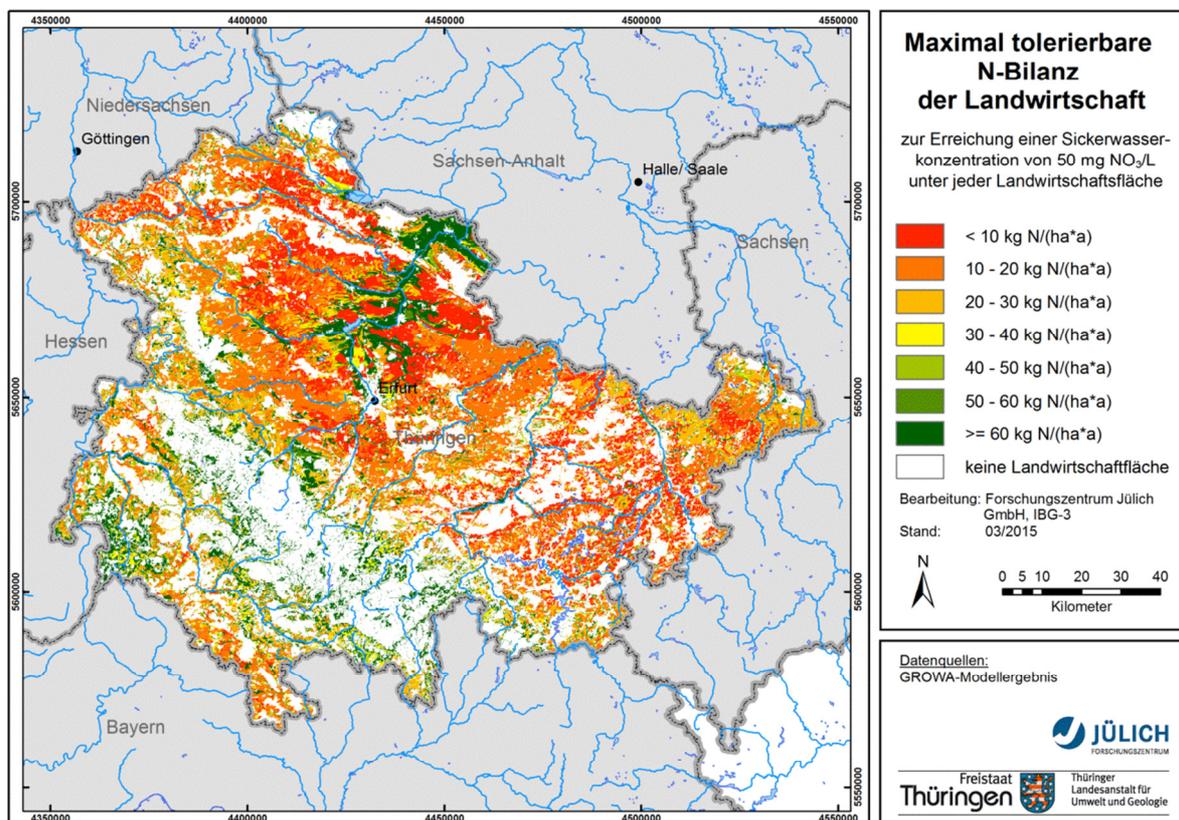


Abbildung 14-3: Maximal zulässiger N-Austrag aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l

Wie Abbildung 14-3 zeigt liegt der maximal zulässige N-Austrag aus dem Boden zur Gewährleistung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l in den meisten Regionen des Thüringer Beckens bei weniger als 20 kg N/(ha*a). Es darf insgesamt jedoch stark bezweifelt werden, dass zusätzlich einzuleitende N-Minderungsmaßnahmen regional so gezielt umsetzbar sind, dass der mittlere N-Austrag aus dem Boden 20 kg N/(ha*a) in der Praxis nicht übersteigt.

Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Überschuss kann daraus der N-Minderungsbedarf bestimmt werden (siehe Abbildung 14-4). Während für den Thüringer Wald kein N-Reduktionsbedarf ausgewiesen wurde, so liegt der N-Minderungsbedarf für den Großteil der ackerbaulich genutzten Flächen zwischen 10 und 50 kg N/(ha·a). Ein Reduktionsbedarf von mehr als 25 kg N/(ha·a) wurde für das Thüringer Becken ermittelt und ist nicht auf die Höhe der N-Austräge aus dem Boden, sondern auf die ungünstigen Denitrifikationsbedingungen im Boden und die geringen Sickerwasserhöhen zurückzuführen. Insgesamt liegt der N-Reduktionsbedarf bei ca. 15.011 t N/a.

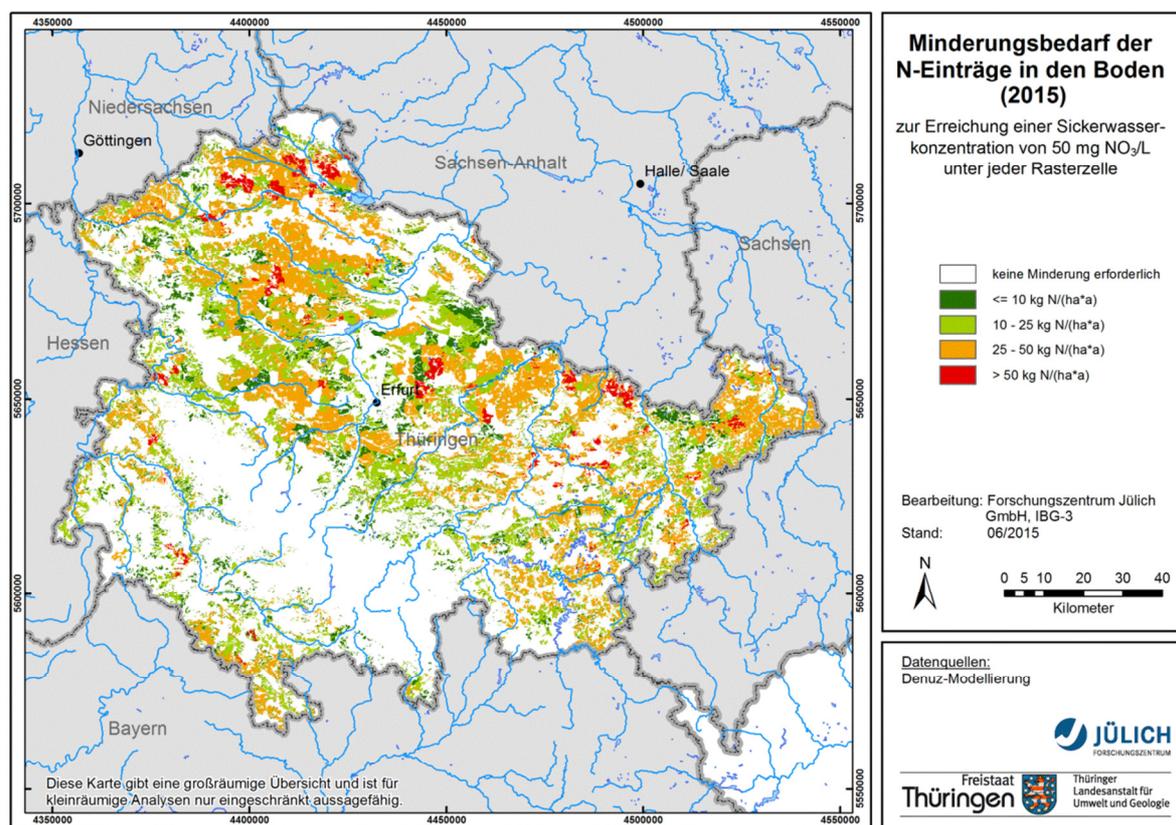


Abbildung 14-4: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l

14.3 Prognose der Auswirkung der landesweiten Einhaltung der Düngeverordnung auf Basis der Schwellen 60 kg N/ha LN und 40 kg N/ha LN

Nach der DüV-Novelle darf der vor der Düngung zu ermittelnde Düngebedarf nur in begründeten Ausnahmefällen überschritten werden. Eine unzulässige Überschreitung des Düngebedarfs soll künftig neben etlichen weiteren Tatbeständen als Ordnungswidrigkeit behandelt werden. Bei Überschreitung der Kontrollwerte hat der Betriebsinhaber an einer Düngeberatung einer anerkannten Stelle teilzunehmen.

Wie die Ergebnisse zur Höhe der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft gezeigt haben, werden die derzeit gültigen Vorgaben der Düngeverordnung bzgl. des maximalen Nährstoffvergleichs von 60 kg pro ha LF in den meisten Gemeinden Thüringens bereits gegenwärtig erreicht.

In einer Szenariorechnung („DüV 60“) wurde untersucht, in welchem Maße eine vollständige Umsetzung der Düngeverordnung den gegenwärtigen N-Reduktionsbedarf von 15.011 t N/a (vgl. Abbildung 14-5) reduziert. Hierzu wurden die N-Bilanzüberschüsse in allen Gemeinden,

in denen die N-Bilanzüberschüsse über 60 kg N/(ha·a) liegen, pauschal auf 60 kg N/(ha·a) begrenzt, während in den Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse unter 60 kg N/(ha·a) liegen, keine Anpassungen vorgenommen wurden.

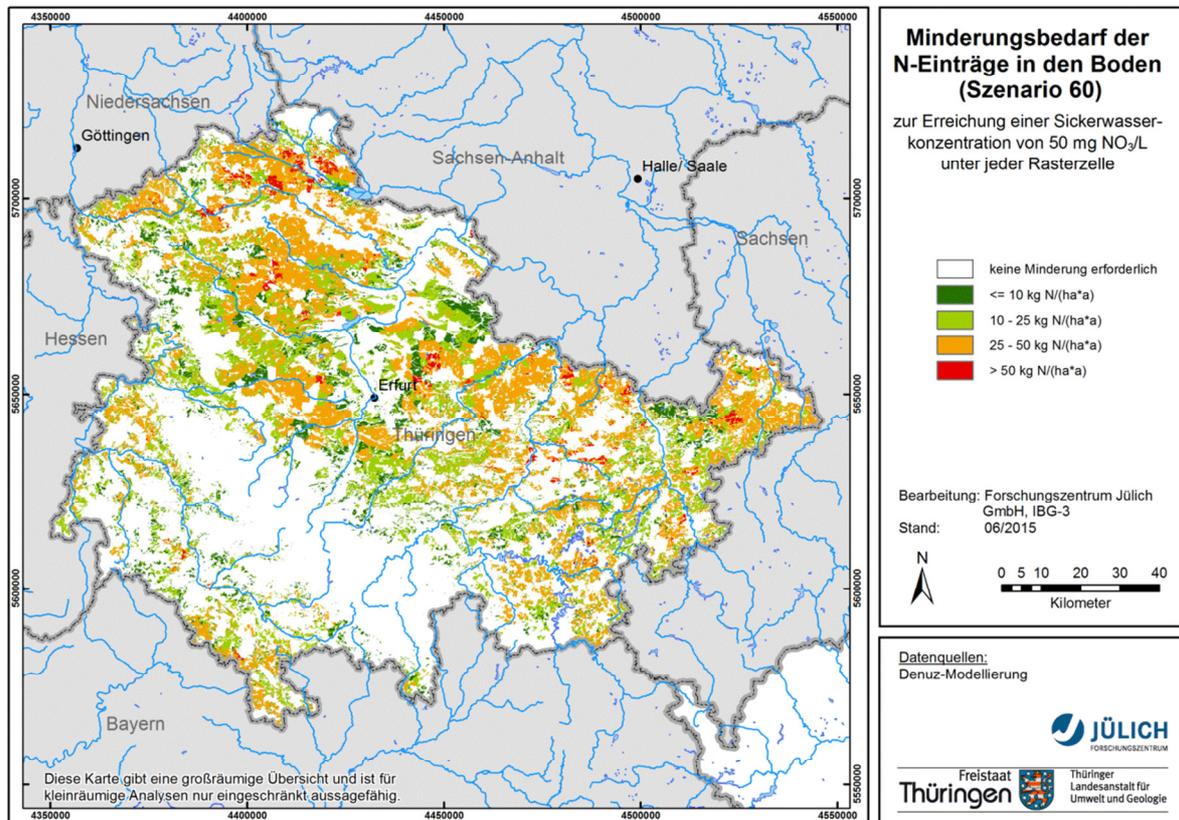


Abbildung 14-5: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l auf Basis der Schwelle 60 kg N/(ha LN)

Wie Abbildung 14-5 zeigt, gibt es in den meisten landwirtschaftlich genutzten Gebieten einen N-Reduktionsbedarf. In den meisten Regionen liegt dieser - je nach Höhe des N-Austrags aus dem Boden und der hydrologischen Standortsituation - zwischen 10 kg N/(ha·a) und 50 kg N/(ha·a). Aufsummiert über die gesamte Landesfläche liegt dieser bei 14.658 t N/a.

In einer weiteren Szenariorechnung („DüV 40“) wurde untersucht, in welcher Weise sich eine vollständige Umsetzung der Düngeverordnung entsprechend § 13 DüV auswirken würde. Auf diese Weise sollte analysiert werden, ob die maximal mögliche Reduzierung nach DüV auf einen maximalen N-Bilanzüberschuss in allen Gemeinden einen durchgreifenden Effekt für Thüringen hätte. Hierzu wurden die, in denen die N-Bilanzüberschüsse über 40 kg N/(ha·a) liegen, pauschal auf 40 kg N/(ha·a) begrenzt, während in den Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse unter 40 kg N/(ha·a) liegen, keine Anpassungen vorgenommen wurden. Das Ergebnis zeigt Abbildung 14-6.

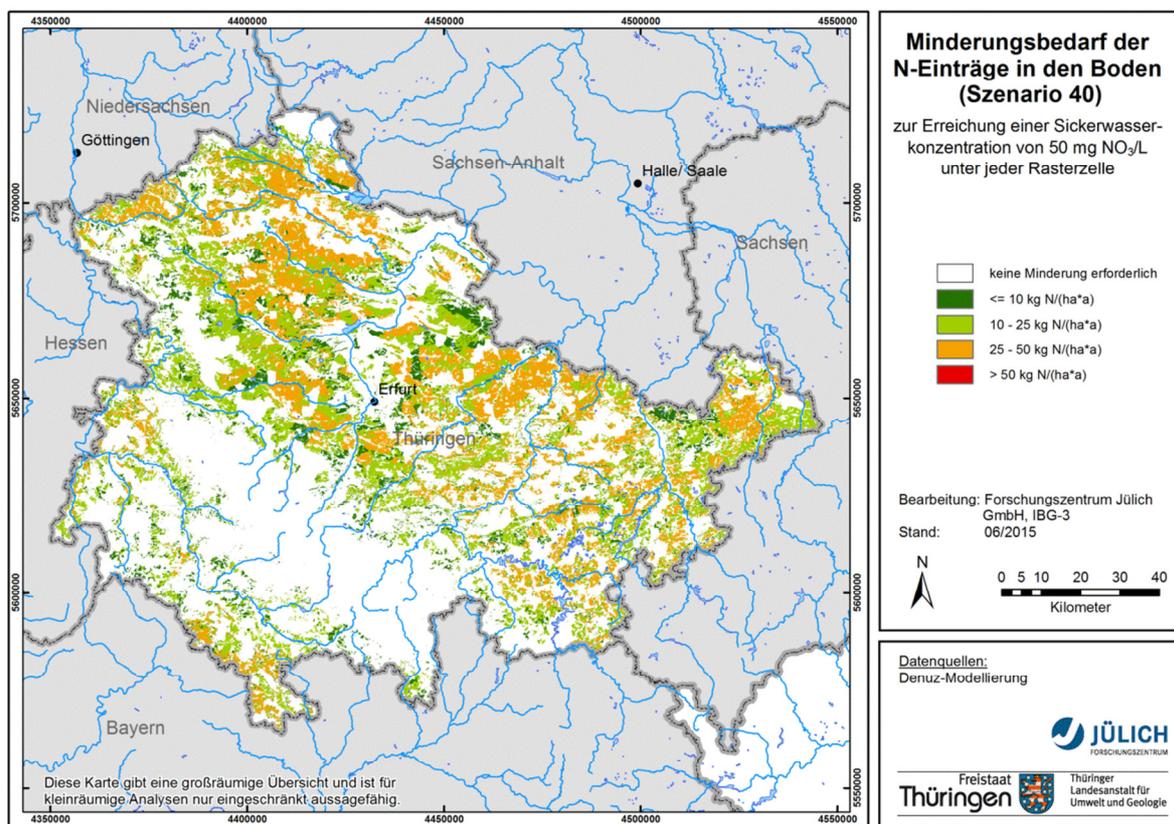


Abbildung 14-6: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l auf Basis der Schwelle 40 kg N/ha LN

Wie Abbildung 14-6 zeigt, gibt es auch in diesem Fall in den meisten landwirtschaftlich genutzten Gebieten einen N-Reduktionsbedarf. In den meisten Regionen liegt dieser –je nach Höhe des N-Austrags aus dem Boden und der hydrologischen Standortssituation– zwischen 10 kg N/(ha·a) und 50 kg N/(ha·a). Aufsummiert über die gesamte Landesfläche liegt dieser immer noch bei 11.862 t N/a.

Weder durch die landesweit konsequente Umsetzung der DüV 60 noch durch die landesweit konsequente Umsetzung der DüV 40 kommt es also zur Erreichung des Grundwasser-schutzziels von 50 mg NO₃/l im Sickerwasser.

15 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 Thüringens mit einem Schwerpunkt auf der Betrachtung der diffusen, landwirtschaftlichen Quellen. Ermittelt wurden hierzu die N-Einträge über sechs diffuse Eintragspfade (Erosion, Abschwemmung, Dräne, Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss, atmosphärische Deposition auf Gewässerflächen) und über sechs punktförmige Eintragspfade (kommunale Kläranlagen, industrielle Direkteinleiter, Kleinkläranlagen, Bürgermeisterkanäle, Mischwasserentlastung, Trennkanalisation) Auf diese Weise wurden räumliche Belastungsschwerpunkte und damit Vorranggebiete für die Umsetzung von Nährstoffminderungsmaßnahmen identifiziert. Darüber hinaus wurde basierend auf den eingesetzten Modellen der Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l für die aktuelle Situation ermittelt sowie der N-Minderungsbedarf bei vollständiger Einhaltung der Düngeverordnung prognostiziert.

Für die Modellierung wurden das am Thünen – Institut entwickelte agrarökonomische Modell RAUMIS und die am Forschungszentrum Jülich entwickelten Programmpakete GROWA-DENUZ/WEKU bzw. GROWA-MEPhos verwendet. Die für die Modellierung benötigten Datengrundlagen wurden über die Thüringer Landesanstalt für Umwelt und Geologie (TLUG) zur Verfügung gestellt und umfassten hydrologische, pedologische und hydrogeologische Datengrundlagen im Landesmaßstab. Die Modellrechnungen zu den diffusen N-Einträgen erfolgten für die gesamte Landesfläche Thüringens mit einer räumlichen Auflösung von 100m x 100m, so dass jede Modellrechnung konsistent für jeweils ca. 16 Mio. Einzelrasterzellen durchgeführt wurde.

Über den Projektfortschritt und die erzielten Ergebnisse wurde 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 Thüringen 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 1971-2010. 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.

Nur in wenigen Flusstälern Thüringens kann das in den Boden einsickernde Niederschlagswasser ungehindert dem Aquifer zufließen, so dass die Grundwasserneubildungshöhe weitestgehend der Gesamtabflusshöhe entspricht. In den meisten Festgesteinsregionen wird mehr als 60% des Gesamtabflusses über den natürlichen Zwischenabfluss abgeführt, für einige Festgesteinsregionen im Südteil Thüringens ergeben sich mit bis zu mehr als 80% sogar noch höhere Werte. Künstliche Entwässerungssysteme (Dränagen, Gräben), sind dagegen in Thüringen relativ wenig verbreitet.

Die Validierung der Modellergebnisse zum Wasserhaushalt hat gezeigt, dass insgesamt 85 der zur Verfügung stehenden Pegel für die Validierung verwendet werden konnten. Für die meisten dieser Pegel wurde bei der Validierung eine Abweichung von weniger als 20% erzielt, so dass die ermittelten Abflusshöhen als eine geeignete Grundlage für eine nach den Austragspfaden differenzierende Modellierung der N- und P- Einträge in die Vorfluter angesehen wurden.

2. Für die Modellanalysen zu den diffusen N-Einträgen ins Grundwassers und die Oberflächengewässer wird auf Bilanzüberschüsse aus der Landwirtschaft aufgesetzt.

Die mittlere Stickstoffbilanz der Landwirtschaft für die Periode 2009 – 2011 wurde vom Thünen-Institut mit dem Modell RAUMIS ermittelt und ist bezogen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Gemeinden. In vielen Gemeinden liegen die Stickstoffbilanzüberschüsse zwischen 20-50 kg N/(ha·a). In 10% Gemeinden ergeben sich relativ geringe N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft (<25 kg N/(ha·a). Extensive Grünlandregionen sowie geringe Viehbesatzdichten erklären das niedrige Überschussniveau. Nur für weitere 10% der Gemeinden werden N-Bilanzüberschüsse (> 60 N/(ha·a)) ausgewiesen. Ein Vergleich der Modellierungsergebnisse mit dem Durchschnitt von hunderten einzelbetrieblichen Nährstoffvergleichen nach DüV, zeigt eine sehr hohe Übereinstimmung der Stickstoffbilanz als auch der einzelnen Bilanzglieder auf. Nach den Analysen beträgt der durchschnittliche Stickstoffflächenbilanzüberschuss 39 kg N/ha LF, was einer Gesamtmenge von ca. 32.635 t N/a entspricht. Im Vergleich zum Bundesdurchschnitt verfügt Thüringen damit über weit unterdurchschnittliche Stickstoffbilanzüberschüsse.

3. Die atmosphärische N-Deposition ist eine weitere bedeutsame N-Quelle.

In landwirtschaftlich genutzten Regionen stellen atmosphärische Stickstoffeinträge über die trockene und nasse Deposition neben den N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft 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. Als atmosphärische N-Deposition wurden die von Gauger et al. (2008) ermittelten Werte der Periode 2004-2007 berücksichtigt. Vor allem im Thüringer Wald und anderen größeren bewaldeten Regionen können atmosphärische N-Depositionen von mehr als 25 kg/(ha·a) auftreten. Im Thüringer Becken übersteigen die Werte dagegen selten 15 kg N/(ha·a). Gemittelt über die Landesfläche Thüringens liegt die atmosphärische Deposition bei ca. 19 kg N/(ha·a), was einer Gesamtmenge von ca. 31.628 t N/a entspricht. Die Höhe der atmosphärischen N-Deposition liegt damit in Thüringen in einer Größenordnung, die mit den N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft vergleichbar ist.

4. Der Nitratabbau im Boden ist in Thüringen 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 'Thüringer Wald. Dort führt die Denitrifikation im Boden zu einer Reduzierung der N-Überschüsse von lediglich ca. 10 – 20%. Dagegen führen in den Bördelandschaften Thüringens selbst ungünstige Denitrifikationsbedingungen im durchwurzelten Bodenbereich aufgrund der langen Verweilzeit des Sickerwas-

sers im Boden dazu, dass mehr als 70% der ausgewiesenen N-Überschüsse im Boden denitrifiziert werden können.

5. Die N-Einträge über Dräne sind insbesondere in Niederungsregionen bedeutsam.

Bei den N-Einträgen in die Oberflächengewässer über Dräne treten vor allem landwirtschaftlich genutzte Aueböden und Pseudogleye in Niederungsregionen hervor. Gemittelt über die Flächen in Thüringen mit Dränagesystemen liegen die N-Einträge bei ca. 20 kg N/(ha·a), vereinzelt treten aber auch höhere N-Einträge von zum Teil mehr als 40 kg N/ha·a auf. Insgesamt tragen die dränierten Flächen mit ca. 3.269 t N/a zum gesamten N-Eintrag in die Oberflächengewässer bei.

6. Der natürliche Zwischenabfluss ist in Thüringen der bedeutsamste diffuse N-Eintragspfad.

Der Untergrund Thüringens besteht größtenteils aus Festgestein. Aufgrund der in Thüringen vorherrschenden wenig wasserwegsamem Gesteinsschichten (Kristallingesteine, paläozoische Schiefer, Grauwacken, Schluff- und Tonsteine etc.) werden erhebliche Mengen des in den Boden einsickernden Niederschlagswassers über den natürlichen Zwischenabfluss abgeführt. Entsprechend hoch ist die N_{gesamt} -Menge, die über den natürlichen Zwischenabfluss in die Vorfluter gelangt. Vor allem im Thüringer Becken kann es über diesen Austragspfad zu N-Einträgen von zum Teil mehr als 40 kg N/(ha·a), im Thüringer Wald und in anderen Regionen liegen die N-Einträge über diesen Austragspfad jedoch bei unter 20 kg N/(ha·a). Gemittelt über die Flächen mit natürlichem Zwischenabfluss liegen die N-Einträge dadurch bei ca. 18 kg N/(ha·a), was einer Gesamtfracht von ca. 19.692 t N/a entspricht. Da der natürliche Zwischenabfluss eine Funktion der natürlichen Standortbedingungen ist, sind die Eingriffsmöglichkeiten des Menschen, z.B. zur Erhöhung der Verweilzeiten im Boden und damit der Nitratabbauraten im Boden, gering.

7. Reduzierte Aquifere mit geringen Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers und guten Nitratabbaubedingungen treten in Thüringen nur lokal begrenzt auf.

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 wird mit dem WEKU-Modell in Abhängigkeit von den Grundwasserverweilzeiten, den N-Einträgen in den Aquifer und den Nitratabbaubedingungen im Aquifer flächendifferenziert modelliert.

Aquifere mit guten Nitratabbaubedingungen im Grundwasser treten in Thüringen jedoch nur lokal begrenzt in einigen Niederungsregionen auf. Das ins Grundwasser eingetragene Nitrat wird in Thüringen daher auf dem Weg zum Vorfluter nur in wenigen Regionen abgebaut. Folglich entsprechen die grundwasserbürtigen N-Austräge in die Oberflächengewässer in weiten Landesteilen Thüringens den N-Einträgen ins Grundwasser. Da der Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss häufig gering ist, liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Vorfluter in vielen Landesteilen fast flächendeckend bei weniger als 10 kg N/(ha·a). Im Landesmittel liegt der grundwasserbürtige N-Eintrag in die Vorfluter bei ca. 6,5 kg N/(ha·a), was einer Gesamtfracht von ca. 10.431 t N/a entspricht. Durch den Nitratabbau im Aquifer werden die N-Einträge in den Aquifer also um lediglich ca. 183 t N/a reduziert.

8. Die diffusen N-Einträge in die Vorfluter über Erosion, Abschwemmung und die atmosphärische Deposition sind von nur untergeordneter Bedeutung.

Die Eintragspfade Grundwasser, natürlicher Zwischenabfluss und künstliche Entwässerungssysteme dominieren in allen Landschaftseinheiten und Flussgebieten Thüringens. Ca. 87% der im Vorfluter befindlichen N-Gesamtmenge gelangen über diese drei Eintragspfade in die Vorfluter. Die diffusen Eintragspfade Erosion und Abschwemmung treten dagegen mit ca. 1.210 t N/a bzw. 40 t N/a genauso in den Hintergrund wie die direkte N-Deposition auf Gewässerflächen mit ca. 174 t N/a.

9. Die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter machen nur ca. 10 % der gesamten N-Fracht in den Vorflutern aus.

Als N-Einträge aus punktförmigen Quellen wurden kommunale Kläranlagen, industrielle Kläranlagen, Kleinkläranlagen, Bürgermeisterkanäle, Mischwassersysteme und die Trennkanalesation berücksichtigt. Die Gesamtsumme der punktförmigen N-Einträge liegt bei ca. 3.678 t N/a. Durch den Ausbau der Kläranlagen seit der Wende konnten die punktförmigen N-Einträge aus kommunalen und industriellen Kläranlagen deutlich reduziert werden. Dennoch stellen die kommunalen Kläranlagen aktuell mit ca. 1.391 t N/a immer noch die größte punktförmige N-Eintragsquelle dar. Mit einem Verhältnis von punktuellen zu diffusen Eintragsquellen von ca. 10% zu 90% liegt der Schwerpunkt des N-Eintrags in die Vorfluter aber eindeutig auf Seiten der diffusen Eintragspfade.

10. Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduzierung der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer sind nur eingeschränkt umsetzbar.

Bei Standorten, die durch natürlichen Zwischenabfluss oder über das Grundwasser entwässert werden, sind wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Reduzierung der N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer, wie z.B. die Anlage von Retentionsbecken, nur eingeschränkt umsetzbar. Die einzige Möglichkeit zur Reduzierung der N-Einträge ins Grundwasser oder die Vorfluter ist dort die Reduzierung der N-Einträge in den Boden, z.B. durch die Umsetzung von Agrarumweltmaßnahmen. Auf Standorten, die über Dränsysteme entwässert werden, wäre die Anlage von Retentionsbecken oder der Rückbau von Dränagen eine Möglichkeit, die N-Einträge in die Vorfluter gezielt, d.h. auf einer relativ begrenzten Fläche, zu steuern. Bedacht werden sollte in diesem Zusammenhang jedoch, dass durch Dränagesysteme in Thüringen nur ca. 8% der gesamten N-Einträge in die Vorfluter gelangen und vermutlich nur wenige Gebiete für die Umsetzung solcher Maßnahmen in Frage kommen.

11. Modellierete N- Einträge in die Flüsse wurden mit Messwerten im Vorfluter abgeglichen.

Um die modellierten N -Einträge in die Vorfluter mit im Fluss gemessenen Werten vergleichen zu können, wurden alle signifikanten Einträge aus diffusen und punktuellen Quellen erfasst. Für die Plausibilitätsüberprüfung der modellierten mittleren langjährigen N-Einträge in die Oberflächengewässer standen für Thüringen langjährige pegelbezogene Messwerte (Abflussmenge und N-Konzentration) von 60 Einzugsgebieten aus dem Zeitraum 2010-2013 zur Verfügung. Die zur Validierung verwendbaren pegelbezogenen Einzugsgebiete wiesen ein Bestimmtheitsmaß von $r^2=0,98$ auf. Vor dem Hintergrund der Größe und Heterogenität des betrachteten Untersuchungsgebiets stellt dies eine sehr gute Übereinstimmung zwischen gemessenen und berechneten N-Frachten dar.

12. Modellierete P- Bilanzüberschüsse.

Die mittlere Phosphorbilanz der Landwirtschaft für die Periode 2009-2011 wurde vom Thünen-Institut mit dem Modell RAUMIS ermittelt und ist ebenfalls wie die Stickstoffbilanz bezo-

gen auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche in den Gemeinden. Nach den Analysen beträgt der durchschnittliche Phosphorflächenbilanzüberschuss 2,7 kg P/(ha LF), was einer Gesamtmenge von ca. 2.100 t P/(ha·a) entspricht.

13. Der überwiegende Teil der P-Einträge erreicht nach MEPhos-Berechnungen die Oberflächengewässer über die Pfade Erosion, kommunale Kläranlagen, Kleinkläranlagen und Zwischenabfluss.

Insgesamt werden Gesamteinträge von P_{gesamt} von 1.091 t P/a modelliert. Mit einem Verhältnis diffuser zu punktuellen Quellen von 52 zu 48 % sind die Anteile beider Quellen relativ ausgeglichen. Mit 34% oder 373 t/a stellt Bodenerosion im Vergleich aller Eintragspfade die bedeutsamste P-Quelle dar. Dann folgen kommunale Kläranlagen (207 t P/a oder 19%), Kleinkläranlagen (142 t P/a oder 13%) und Zwischenabfluss (107 t P/a oder 10%). Über die restlichen acht Eintragspfade gelangen ca. 24% oder 262 t P/a in die Oberflächengewässer Thüringens. Regional kann die Bedeutung einzelner Eintragspfade jedoch stärker variieren. Die Erosion stellt vor allem in den nördlichen und mittleren und zum Teil den östlichen Landesteilen oft die dominierende P-Quelle dar.

14. Modellerte 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 2000-2013 mindestens 50 Messungen des Güteparameters P_{gesamt} sowie Abflüsse in täglicher Auflösung an einem nahe liegenden Abflusspegel zur Verfügung stehen. P_{gesamt} -Frachten liegen für 62 Messstellen vor.

Der Vergleich der Modellergebnisse mit Gewässerfrachten zeigt eine relativ gute Übereinstimmung zwischen Messwerten und Modellergebnissen. Lediglich bei kleinen Einzugsgebieten mit Frachten ≤ 1 t P/a erfolgt eine systematische Überschätzung durch das Modell. Um diesen Fehler zu beheben, wären Daten zu Punktquellen in höherer räumlicher Auflösung erforderlich.

15. Die Nitratkonzentration im Sickerwasser ist ein wichtiger Indikator zur Beurteilung, ob das Grundwasserschutzziels von 50 mg NO₃/l erreicht werden kann.

Durch Kombination der berechneten N-Austräge aus dem 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 NO₃/l und mehr errechneten sich vor allem für weite Bereiche des Thüringer Beckens. Relativ geringe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich dagegen für die Höhenlagen der Mittelgebirge. Neben der extensiveren Landnutzung sind dort auch die Sickerwasserhöhen von 300 mm/a und mehr ausschlaggebend.

16. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser ergeben sich in Thüringen nicht nur durch hohe N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft.

Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Bereichen des Thüringer Beckens zu einer nur geringen Sickerwasserbildung von unter 100 mm/a. In diesem Fall reicht dann bereits ein N-Austrag aus dem Boden von 10 kg N/(ha·a), um eine Nitratkonzentration im Si-

ckerwasser von fast 50 mg NO₃/l zu erreichen. Schon bei N-Austrägen aus dem Boden von 20 kg N/(ha·a) würde der EU-Grenzwert für Nitrat im Grundwasser (50 mg NO₃/l) deutlich überschritten. Hohe Nitratkonzentrationen im Sickerwasser sind in Thüringen also nicht in jedem Fall mit hohen N-Austrägen aus dem Boden bzw. hohen N-Bilanzüberschüssen aus der Landwirtschaft korreliert.

17. Es wurde ein hypothetischer N- Minderungsbedarf abgeleitet, der erbracht werden müsste, um das Schutzziel 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 NO₃/l in einer Region erreicht werden kann bzw. zur Abschätzung der hierfür erforderlichen Reduktion der N-Austräge aus dem Boden. Eine mittlere langjährige Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l wurde als ein Maß für die maximal tolerierbaren N-Austräge aus dem Boden angenommen, die nicht überschritten werden dürfen, wenn eine Nitratkonzentration im Grundwasser von unter 50 mg NO₃/l nachhaltig garantiert werden soll. 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 hypothetisch maximal zulässige N-Austrag aus dem Boden berechnet, bei dem die Nitratkonzentration im Sickerwasser 50 mg NO₃/l nicht übersteigt. Durch einen Vergleich mit dem ausgewiesenen N-Austrag aus dem Boden wurde daraus der N-Minderungsbedarf bestimmt. Hierbei errechnete sich ein (hypothetischer) N-Minderungsbedarf zwischen 10 und 50 kg N/(ha·a). Insgesamt liegt der N-Reduktionsbedarf bei ca. 15.011 t N/a.

An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass der N - Minderungsbedarf stark von der Sickerwasserhöhe beeinflusst wird, die in die Ermittlung der Nitratkonzentration im Sickerwasser eingeht. Bei der Dimensionierung von N-Minderungsmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft sollte die hydrologische Standortsituation in Thüringen daher Berücksichtigung finden. Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Thüringens zu einer nur geringen Sickerwasserbildung. Hohe Nitratkonzentrationen finden sich in Thüringen deshalb nicht nur in Regionen mit hohen N-Bilanzüberschüssen der Landwirtschaft, sondern generell auch in den niederschlagsarmen Regionen. So liegt der maximal zulässige N-Austrag aus dem Boden für den Großteil der ackerbaulich genutzten Flächen des Thüringer Beckens bei weniger als 20 kg N/(ha·a).

18. In Szenario-Rechnungen wurde analysiert, wie sich die landesweite Einhaltung der Düngerverordnung auf Basis der Schwellen 60 kg N/(ha LN) und 40 kg N/(ha LN) auf die Nitratkonzentration im Sickerwasser und den N-Minderungsbedarf auswirkt.

Die derzeit gültigen Vorgaben der Düngerverordnung bzgl. des maximalen Überschusses von 60 kg N pro ha LF wird in den meisten Gemeinden Thüringens bereits gegenwärtig erreicht. In einer Szenariorechnung („DüV 60“) wurde untersucht, in welchem Maße eine vollständige Umsetzung der Düngerverordnung den gegenwärtigen N-Reduktionsbedarf von 15.011 t N/a reduziert. Hierzu wurden die N-Bilanzüberschüsse in allen Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse über 60 kg N/(ha·a) liegen, pauschal auf 60 kg N/(ha·a) begrenzt, während in den Gemeinden, in denen die N-Bilanzüberschüsse unter 60 kg N/(ha·a) liegen, keine Anpassungen vorgenommen wurden. Das Ergebnis zeigte, dass sich der N-Minderungsbedarf hierdurch lediglich um 353 t N/a auf 14.658 t N/a reduzieren lässt. Die geringe Differenz zum gegenwärtigen N-Minderungsbedarf kann als Beleg dafür gelten, dass die Obergrenze des nach Düngerverordnung zulässigen N-Bilanzüberschusses (60 kg N/(ha·a) in Thüringen in der Regel eingehalten wird.

Auch eine weitergehende Beschränkung auf 40 kg N/(ha·a) würde zu keiner signifikanten Absenkung des N-Minderungsbedarfs führen. Mit ca. 11.862 t N/a ließe sich der N-Minderungsbedarf lediglich um etwas mehr als 20% unter dem Wert für den Referenzzeitraum (2009-2011) absenken.

Unabhängig von den tatsächlichen Realisierungsmöglichkeiten legt dieser Sachverhalt den Schluss nahe, dass in vielen Regionen vermutlich nur über eine weit über die Anforderungen der Düngeverordnung hinausgehende (landesweite) Absenkung der zulässigen N-Bilanzüberschüsse eine effiziente Minderung der Nitratkonzentration im Sickerwasser auf einen Wert unter 50 mg NO₃/l erreicht werden kann.

19. Hohe Fließzeiten können selbst bei sinkenden Nährstoffbilanzüberschüssen kurz- und mittelfristig die Konzentrationen im Grundwasser ansteigen lassen.

Der 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.

Fast die gesamte Landesfläche Thüringens ist aus relativ wenig wasserwegsamem Festgestein aufgebaut. Typisch sind zudem steile hydraulische Gradienten in Vorfluternähe. Im gesamten Bundesland liegen die Fließzeiten im Grundwasser dadurch bedingt zwischen weniger als 0,5 Jahren und mehr als 25 Jahren. Besonders kurze Verweilzeiten (häufig weniger als 1 Jahr) wurden mit dem WEKU-Modell für viele vorfluternahe Bereiche berechnet. Mit zunehmender Entfernung vom Vorfluter nehmen die Fließgeschwindigkeiten des Grundwassers zu und können 25 Jahre und mehr erreichen. Schadstoffgehalte im Grundwasser können dort daher auch dann noch steigen, wenn gezielte Reduktionsmaßnahmen schon eingeleitet worden sind.

Über die Fließzeitanalyse kann ggf. gegenüber der EU begründet werden, warum die eingeleiteten N-Minderungsmaßnahmenprogramme zwar geeignet sind, die Ziele der WRRL langfristig zu erreichen, jedoch aufgrund der hydrodynamischen Gegebenheiten im Boden- und Grundwassersystem eine Erreichung der Ziele bis 2021 (und ggf. sogar 2027) nicht möglich ist.

16 Fazit und Empfehlungen

- Die vorgelegte Studie hat gezeigt, dass die Modelle GROWA - DENUZ - WEKU und ME-Phos geeignet sind, die Nährstoffsituation in Thüringen realitätsnah sowohl in großer Flächendifferenzierung als auch nach Eintragspfaden differenziert abzubilden und Handlungsnotwendigkeiten aufzuzeigen.
- Während die punktförmigen N-Einträge in die Vorfluter ca. 10% der N_{gesamt} -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 Thüringen aktuell auf einem niedrigen Niveau. Dennoch sind zur Erreichung der Ziele der WRRL weitere Anstrengungen notwendig.
- Der bei der Modellierung ausgewiesene N-Minderungsbedarf hat für den Ist-Zustand 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.
- Die Analyse der Auswirkung einer landesweit umfassenden Umsetzung der Düngeverordnung (DüV 60) hat gezeigt, dass die Erreichung des Grundwasserschutzziels vermutlich nur über eine weitere Absenkung der N-Bilanzüberschüsse der Landwirtschaft erreichbar ist.
- Bei der Dimensionierung von N-Minderungsmaßnahmen im Bereich Landwirtschaft sollte die hydrologische Standortsituation in Thüringen Berücksichtigung finden. Aufgrund der Niederschlagsarmut kommt es in vielen Regionen Thüringens zu einer nur geringen Sickerwasserbildung. Hohe Nitratkonzentrationen finden sich in Thüringen 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. 10-20 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 Grundwasser 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 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 Maßnahmen 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.

-
- Auf Bundeslandebene standen während der Projektlaufzeit keine für eine räumlich repräsentative Validitätsüberprüfung von modellierten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser geeigneten Daten zur Verfügung, obwohl ein entsprechendes Messnetz für die Überwachung der Effizienz der landwirtschaftlichen N-Minderungsmaßnahmen 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.

17 Literatur

- Agraratlas (2015): [HTTPS://GDI.TI.BUND.DE/LR/AGRARATLAS](https://gdi.ti.bund.de/lr/agraratlas). Zuletzt aufgerufen am 21.06.2015 20:00 Uhr.
- 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 u. Smith M, 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop requirements. Irrigation and Drainage Paper No. 56, FAO, Rome, Italy.
- ATV-A 128 (1992): Richtlinien für die Bemessung und Gestaltung von Regenentlastungsanlagen in Mischwasserkanälen.- ATV-DVWK-Regelwerk, Nr. 2/2001, 1-114.
- 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.
- Bardossy, A., Giese, H., Grimm-Strele, J. u. 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.
- Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft (Hrsg. 2006): Nitrat- und Phosphorbelastung des Sickerwassers bei Acker- und Grünlandnutzung.- [HTTP://WWW.LFL.BAYERN.DE/IAB/DUENGUNG/032132/INDEX.PHP](http://www.lfl.bayern.de/iab/duengung/032132/index.php), ZULETZT ZUGEGRIFFEN 31.03.2014
- 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.
- 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.
- Bischoff, R. (2014): Datenlieferung an das FZ Jülich, Teilbereich Bodenerosion durch Wasser und Pt/Oberboden – Kurzdokumentation.- Weimar, 9 S.
- 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. 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.
- Brombach, H. u. Michelbach, S(1998): Abschätzung des einwohnerbezogenen Nährstoffausstrags aus Regenentlastungen im Einzugsgebiet des Bodensees.- Ber. Internat. Gewässerschutzabkommen Bodensee, Bd. 49.
- Czeratzki, W. (1976): Sickerwassermenge sowie Verlauf von Nährstoff-Konzentration und Auswaschung in einem Beregnungsversuch.- Mitt. Dtsch. Bodenkundl. Ges., Bd. 23, S. 95-105.
- 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.
- DIN 4049-1 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie Teil 1: Grundbegriffe. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 210-212.
- DIN 4049-3 (1994): Deutsches Institut für Normung e .V.: Hydrogeologie, Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie. DIN-Taschenbuch, 211, Beuth-Verlag; Berlin 1994, S. 242ff.
- Dörhöfer, G., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2001): Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen.- Arb.-H. Wasser, Bd. 2001/1, S. 109-167.
- 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.
- Eberhardt, K., Hirt, U. u. Ullrich, A. (2007): Quantifizierung punktueller Stickstoff- und Phosphoreinträge in das Flussgebiet der Weißen Elster und Ermittlung von Minderungspotentialen.- Korrespondenz Abwasser, 54(3), 273ff.
- Erpenbeck, C. (1987): Über Stoffaustrag mit dem Oberflächen- und Zwischenabfluß von landwirtschaftlichen Flächen verschiedener Nutzungsweise - ein Beitrag zur Klärung der Gewässerbelastung in Mittelgebirgslagen.- Diss. Justus-Liebig-Univ. Gießen, Inst. Mikrobiol. u. Landeskultur, 201 S.
- 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.
- Fier, A. u. Schäfer, W. (2004): Erstellung von Auswertungskarten zur Abschätzung von Phosphoraussträgen 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.
- Fischer, W., Jessen, M., Schulz, F. u. Voss, K. (2000): Abschlussbericht zur Bewertung der Ergebnisse Untersuchungsprogramm 1999/2000 zum Bau und Betrieb Regenklärbecken Bordesholm.- Flintbek.
- 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. (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.
- Früchtenicht, K. (1998): Problematik hochaufgedüngter Böden.- *Arb.-H. Boden*, H. 1998/1, S. 35-45.
- Früchtenicht, K., Steffens, G., Mählich, R. u. Feyen, A. (1996): Hat die P-Sättigung im Ober- und Unterboden einen Einfluß auf den P-Gehalt in Bodenextrakt und Grundwasser.- *Oldenburg*, 25 S.
- Fuchs, S., Scherer, U., Wander, R., Behrendt, H., Venohr, M., Opitz, D., Hillenbrand, T., Marscheider-Weidemann, F. u. Götz, T. (2010): Berechnung von Stoffeinträgen in die Fließgewässer Deutschlands mit dem Modell MONERIS: Nährstoffe, Schwermetalle und Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe.- *UBA-Texte 45/2010*, Berlin.
- 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., Timmermanns, 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-Luftreinhaltkonvention (Wirkungen), Umweltbundesamt, Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Dessau-Rosslau, Germany.
- 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.
- 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.
- Hasenpusch, K. (1995): Nährstoffeinträge und Nährstofftransport in den Vorflutern zweier landwirtschaftlich genutzter Gewässereinzugsgebiete.- Landbauforsch. Völknerode, 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.
- Heidecke, C., Hirt, U., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R., Mahnkopf, J., Schott, M., Tetzlaff, B., Venohr, M., Wagner, A. u. Wendland, F. (2015): Endbericht zum Forschungsprojekt „Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser“ AGRUM+-Weser. Johann Heinrich von Thünen-Institut, Thünen Report 21, Braunschweig, 380 S., DOI:10.3220/REP_21_2015.
- 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.
- HENRICHSMEYER, W.; CYPRI, C.; LÖHE, W.; MEUDT, M.; SANDER, R.; VON SOTHEN, F.; ISERMAYER, F.; SCHEFSKI, A.; SCHLEEF, K.-H.; NEANDER, E.; FASTERDING, F.; HELMCKE, B.; NEUMANN, M.; NIEBERG, H.; MANEGOLD, D. u. MEIER, T., (1996): Entwicklung eines gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Endbericht zum Kooperationsprojekt. Forschungsbericht für das BML (94 HS 021), vervielfältigtes Manuskript Bonn/Braunschweig.
- Hoffmann, A. (1991): Veränderung des Nitratabbauvermögens tieferer Bodenschichten durch Stickstoffübersorgung, Umweltbundesamt, Berlin, Germany.
- Hölting, B. (1996): Hydrogeologie: Einführung in die Allgemeine und Angewandte Hydrogeologie. Ferdinand Enke Verlag, Stuttgart.
- 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
- 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., Kunkel, R., Tetzlaff, B. u. Wendland, F. (2014): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in Grundwasser und Oberflächengewässer in Sachsen-Anhalt unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Laufzeit 01.11.2010 – 31.03.2014, 218 S.

- Kuhr, P. (2006): Entwicklung einer Methodik zur Ableitung einer Karte gedränkter landwirtschaftlicher 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 u. 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. (1988): Nährstoffdynamik der Niedermoore und Gewässereutrophierung.- Telma, Bd. 18, S. 61-72.
- 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 "Mischwasserentlastungen" – Abschlussbericht zum Teilprojekt "RÜB/RRB Halle-Ost", Januar 2011.
- Lennartz, B. u. Hartwigsen, H. (2001): Einfluß der Dränung auf Stoffeinträge in Oberflächengewässer.- *Wasserkalender*, S. 28-51.
- Leuchs, W. (1988): Geochemische und mineralogische Auswirkungen beim mikrobiellen Abbau organischer Substanz in einem anoxischen Porengrundwasserleiter. *Zeitschrift der Deutschen Geologischen Gesellschaft*: 415-423.
- Manhenke, V., Reuter, E., Hübschmann, M., Limberg, A., Lückstedt, M., Nommensen, B., Peters, A., Schlimm, W., Taug, R., u. Voigt, H.-J. (2001): Hydrostratigrafische Gliederung des nord- und mitteldeutschen känozoischen Lockergesteinsgebietes. – *Z. angew. Geol.*, 47, 3 u. 4, S. 146 – 152.
- 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*, 20, 195–212.
- Müller, U., Raissi, F. (2002): Arbeitshilfe für bodenkundliche Stellungnahmen und Gutachten im Rahmen der Grundwassernutzung. *Arbeitshefte Boden*. Niedersächsisches Landesamt für Bodenforschung, Hannover, Germany.
- 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., 2006):
- 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.
- 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.
- Obermann, P. (1981): Hydrochemische/hydromechanische Untersuchungen zum Stoffgehalt von Grundwasser bei landwirtschaftlicher Nutzung. *Besondere Mitteilungen zum Deutschen Gewässerkundlichen Jahrbuch*: 1-217
- 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.
- 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.
- Pommer, G., Schröpel, R. u. Jordan, F. (2001): *Austrag von Phosphor durch Oberflächenabfluss auf Grünland*.- *Wasser Boden*, 53. Jg., H. 4, S. 34-38.
- Preuße, H.-U. u. Voss, W. (1979): *Phosphataustrag durch Bodenerosion und Oberflächenabfluß*.- *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.

Roeschmann, G. (1960): Die Grundwasserböden des Emstales zwischen Rheine und Papenburg und ihre Beziehungen zur Geschichte des Emslaufes.- *Geol. Jahrb.*, Bd. 77, S. 741-820.

Rohmann, U., Sontheimer, H. (1985): Nitrat im Grundwasser: Ursachen, Bedeutung, Lösungswege. DVGW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe (TH), Karlsruhe, Germany.

Scheffer, B. (2002): Nährstoffe im Boden und Gewässerbelastung in Norddeutschland.- *Arb.-H. Boden*, H. 2002/3, S. 76-94.

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 Güllendüngung.- In: DVWK (Hrsg., 1991): *Stoffumsatz und Wasserhaushalt landwirtschaftlich genutzter Böden*.- DVWK-Schriften, H. 93, Hamburg u. Berlin, S. 3-39.

Schoumans, O. F. (2004): Inventarisatie van de fosfaatverzuivering van land-bouwingronden in Nederland.- *Alterra rapport*, Nr. 730.4, Wageningen, 50 S.

Schrey, H. P. (1994): Die großmaßstäbige 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.

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 Löss- und grundwassernaher Standorte. PhD Thesis, Rheinische Friedrich-Wilhelms-Universität, Bonn, Germany.

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

Statistisches Bundesamt (2013):

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, 250 S.

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., Haider, J., Kreins, P., Kuhr, P., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2013): Grid-based modelling of nutrient inputs from diffuse and point sources for the state of North Rhine-Westphalia (Germany) as a tool for river basin management according to EU-WFD.- *River Systems*, 20/3–4, 213–229, DOI: 10.1127/1868-5749/2013/0060.
- Tetzlaff, B., Keller, L., Kuhr, P., Kreins, P., Kunkel, R. u. Wendland, F. (2016): Räumlich differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge ins Grundwasser und in die Oberflächengewässer Schleswig-Holsteins unter Anwendung der Modellkombination GROWA-WEKU-MEPhos.- *Erweiterte Fassung des Endberichts zum Forschungsvorhabens im Auftrag des Ministeriums für Energiewende, Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein*, Laufzeit 01.10.2010 – 31.03.2017, 222 S.
- Tetzlaff, B., Krause, D., Marowsky, K. u. Bock, A. (2015): Eutrophierungsprobleme im Altmühlsee als Folge diffuser und punktförmiger P-Einträge – Modellierung und Ergebnisse.- *Hydrologie u. Wasserbewirtschaftung*, 59(1), 23-36, DOI: 10.5675/HyWa_2015,1_2.
- 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., Taug, 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., 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.
- US Soil Conservation Service (1972): *National Engineering Handbook: Chapter 4: Hydrology*. U.S. Department of Agriculture, Washington, D.C., USA.
- van Beek, C.G.E.M. (1987): *Landbouw en Drinkwatervoorziening, orientierend Onderzoek naar de Beïnvloeding van de Grondwaterkwaliteit door Bemesting en het Gebruik van Bestrijdingsmiddelen*, Keuringsinstituut voor Waterleidingsartikelen KIWA N.V., Nieuwegein, The Netherlands.
- Voigt, H.-J., 1987. *Hydrogeologisches Kartenwerk im Maßstab 1:50000 (HK50)*. VEB Hydrogeologie, Nordhausen (unpublished).
- Voss, G. (1985): *Zur Nitratverlagerung in mächtigen Lössdecken des Vorgebirges bei Bonn*. PhD Thesis, University, Bonn, Germany, 115 pp.
- 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., Keller, L., Kuhr, P., Kunkel, R. u. Tetzlaff, B. (2015): *Regional differenzierte Quantifizierung der Nährstoffeinträge in das Grundwasser und in die Oberflächengewässer*

- Mecklenburg-Vorpommerns unter Anwendung der Modellkombination GROWA-DENUZ-WEKU-MEPhos.- Endbericht zum Forschungsprojekt im Auftrag des Landesamts für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 300 S.
- 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. u. 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., R. Kunkel, B. Tetzlaff u. G. Dorhofer (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. *Environmental Geology*, 45, 273-278.
- 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., Olf, 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.
- WESSOLEK, G., DUIJNISVELD, W., TRINKS, S. (2004): Ein neues Verfahren zur Berechnung der Sickerwasserrate aus dem Boden: das TUB-BGR-Verfahren.- In: BRONSTERT, A., THIEKEN, A., MERZ, B. [HRSG.]: *Forum Hydr Wass*, 135-145.
- 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.
- 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.

18 Abbildungsverzeichnis

Abbildung 3-1: Vorgehensweise der Stickstoffbilanzierung im Modellsystem RAUMIS	17
Abbildung 3-2: Entwicklung des Absatzes von Mineraldünger in Deutschland von 1989/90 bis 2013/14 in Tonnen (Stat. Bundesamt, 2013)	24
Abbildung 4-1: Die Komponenten des Abflusses	27
Abbildung 4-2: Hierarchie der abflussrelevanten Gebietseigenschaften zur Ableitung der BFI-Werte im GROWA-Modell	32
Abbildung 5-1: Schematische Darstellung diffusen N-Einträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer (GROWA-DENUZ-WEKU-Modell)	35
Abbildung 5-2: Schematischer Überblick über den Verfahrensgang und die Datengrundlagen für die WEKU-Fließzeitenmodellierung	43
Abbildung 5-3: Ermittlung der Fließwege des Grundwassers im WEKU-Modell.	45
Abbildung 6-1: Schematische Darstellung der Modellierung des mehrjährigen mittleren P-Eintrags mit MEPhos	47
Abbildung 6-2: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Drainagen	50
Abbildung 6-3: Gebietskulisse zur räumlich differenzierten Abbildung des diffusen P-Eintrags über Zwischenabfluss	51
Abbildung 6-4: Pgesamt-Gehalte im Oberboden	54
Abbildung 6-5: Vergleich der gemessenen und berechneten Pgesamt-Gehalte in Niedersachsen nach dem Verfahren von Fier und Schäfer (Fier und Schäfer 2007)	55
Abbildung 7-1: Bevölkerungsdichte auf Gemeindeebene 2013	61
Abbildung 8-1: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Sommerhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000.	65
Abbildung 8-2: Mittlere Jahresniederschlagshöhen im hydrologischen Winterhalbjahr für die Periode 1971 bis 2000	66
Abbildung 8-3: Mittlere potenzielle Verdunstungshöhe für die Periode von 1971 bis 2000	67
Abbildung 8-4: Häufigkeitsverteilung der Landnutzungsgruppen	68
Abbildung 8-5: Landnutzungskategorien nach ATKIS DLM 25	69
Abbildung 8-6: Vernässungsgrad stau- und haftwasserbeeinflusster Böden	70
Abbildung 8-7: Mittlerer Grundwasserstand	71
Abbildung 8-8: Nutzbare Feldkapazität der Böden	72
Abbildung 8-9: Effektive Durchwurzelungstiefe der Böden nach GLADIS.	73
Abbildung 8-10: Mittlere kapillare Aufstiegshöhe der Böden	74
Abbildung 8-11: Pflanzenverfügbare Bodenwassermenge der Böden	75
Abbildung 8-12: Potenziell gedränte Flächen	76
Abbildung 8-13: Grundwasserführende Gesteinseinheiten	77
Abbildung 8-14: Durchlässigkeitsbeiwerte des oberen Aquifers	78

Abbildung 8-15: Nutzbarer Hohlraumanteil der oberen Aquifere	79
Abbildung 8-16: Topografische Höhe der Grundwasseroberfläche	80
Abbildung 8-17: Hydraulischer Gradient der Grundwasseroberfläche in Thüringen	81
Abbildung 8-18: Topografische Höhe der Geländeoberfläche	82
Abbildung 8-19: mittlere Hangneigung	82
Abbildung 8-20: Bodenabtragsgefahr nach ABAG für Ackerflächen	83
Abbildung 8-21: Zur Abflussvalidierung geeignete pegelbezogene Teileinzugsgebiete	84
Abbildung 8-22: Einzugsgebiete der Gütemessstellen zur Validierung der Modellergebnisse zum Stoffeintrag in die Oberflächengewässer	85
Abbildung 9-1: Mittlere reale Verdunstungshöhen (1971-2000)	87
Abbildung 9-2: Mittlere Gesamtabflusshöhe (1971-2000)	88
Abbildung 9-3: Mittlerer langjähriger Oberflächenabfluss (1971-2000)	89
Abbildung 9-4: Mittlere jährliche Sickerwasserhöhe (1971-2000)	90
Abbildung 9-5: Mittlere Grundwasserneubildungshöhe (1971-2000)	91
Abbildung 9-6: Mittlere Direktabflusshöhe (1971-2000) in Thüringen.	92
Abbildung 9-7: Mittlerer Direktabfluss über Dränagesysteme (1971-2000)	93
Abbildung 9-8: Mittlerer Direktabfluss über den natürlichen Zwischenabfluss (1971-2000)	93
Abbildung 9-9: Mittlerer Direktabfluss aus urbanen Flächen (1971-2000)	94
Abbildung 9-10: Anteil der Grundwasserneubildung am Gesamtabfluss	95
Abbildung 9-11: Validierung der berechneten mittleren Gesamtabflusshöhen (1971-2000)	96
Abbildung 9-12: Validierung der berechneten mittleren Grundwasserneubildungshöhen (1971-2000)	97
Abbildung 9-13: Teileinzugsgebietsbezogene Grundwasserneubildungshöhen aus der GROWA-Berechnung	98
Abbildung 9-14: Teileinzugsgebietsbezogene Grundwasserneubildungshöhen aus der TLUG-Berechnung	99
Abbildung 10-1: Anfall an organischem Stickstoff ((tierischer Herkunft, insgesamt) auf der Gemeindeebene (in kg/ha LF, sortiert nach Höhe, 2010)	100
Abbildung 10-2: Anfall an organischem Stickstoff (anrechenbar) auf der Gemeindeebene (in kg/ha LF, sortiert nach Höhe, 2010)	101
Abbildung 10-3: räumliche Verteilung des Stickstoffanfalls (anrechenbar) aus Wirtschaftsdünger inkl. Gärsubstrate	102
Abbildung 10-4: Stickstoffentzug über das Erntegut (in kg/ha LF, 2010)	103
Abbildung 10-5: regionaler Stickstoffentzug über das Erntegut (in kg/ha LF, 2010)	103
Abbildung 10-6: Mineralische N-Düngung (in kg/ha LF, 2010)	104
Abbildung 10-7: Mineralische N-Düngung (in kg/ha LF, 2010)	105
Abbildung 10-8: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)	106
Abbildung 10-9: Stickstoffflächenbilanzüberschuss (in kg/ha LF)	107
Abbildung 10-10: Atmosphärische N-Deposition	109

Abbildung 10-11: Verlagerbarer N-Eintrag in den Boden unter Berücksichtigung der N-Speicherung im Boden	110
Abbildung 11-1: Denitrifikationsbedingungen im Boden	111
Abbildung 11-2: Verweilzeit des Sickerwassers im durchwurzelten Boden	112
Abbildung 11-3: Denitrifikationsverluste im Boden	113
Abbildung 11-4: N-Austrag aus dem Boden	114
Abbildung 11-5: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Abschwemmung	115
Abbildung 11-6: N- Einträge in die Oberflächengewässer über Erosion	116
Abbildung 11-7: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Dräne	117
Abbildung 11-8: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den natürlichen Zwischenabfluss	118
Abbildung 11-9: N-Einträge in das Grundwasser mit der Grundwasserneubildung	119
Abbildung 11-10: Abstandsgeschwindigkeit des Grundwassers	120
Abbildung 11-11: Fließzeit des Grundwassers im oberen Aquifer	121
Abbildung 11-12: Lage der Grundwassermessstellen zur Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer	122
Abbildung 11-13: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter	124
Abbildung 11-14: Denitrifikationsbedingungen im oberen Aquifer basierend auf den Konzentrationsbereichen der Einzelparameter ergänzt um Experteneinschätzungen	125
Abbildung 11-15: N-Einträge in die Oberflächengewässer über den Grundwasserabfluss	126
Abbildung 11-16: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus diffusen Quellen	128
Abbildung 11-17: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer aus kommunalen Kläranlagen	127
Abbildung 11-18: Mittlerer jährlicher N-Eintrag in die Gewässer über industriell-gewerbliche Direkteinleiter	129
Abbildung 11-19: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Mischwasserentlastung	130
Abbildung 11 20: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Bürgermeisterkanäle	131
Abbildung 11 21: N-Einträge in die Oberflächengewässer über Regenwasserkanäle	132
Abbildung 11-22: N-Einträge in die Oberflächengewässer aus Kleinkläranlagen	133
Abbildung 11-23: N-Einträge in die Gewässer Thüringens nach Eintragspfaden	134
Abbildung 11-24: Prozentualer Anteil der Austragspfade an den N-Einträgen in die Vorfluter	134
Abbildung 11-25: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für N-Austräge von über 250 t N/a	135
Abbildung 11-26: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für N-Austräge von 100 t N/a bis 250 t N/a	136
Abbildung 11-27: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den N-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für N-Austräge von unter 100 t N/a	137

Abbildung 11-28: Vergleich der modellierten N-Einträge in die Vorfluter aus diffusen und punktförmigen Eintragsquellen mit gemessenen N-Frachten	138
Abbildung 12-1: Regionale Zufuhr an Phosphor aus der Tierhaltung (2010; P in kg/ha)	139
Abbildung 12-2: Phosphorentzug über das Erntegut	140
Abbildung 12-3: Gesamteinsatz von mineralischem Phosphordünger in Deutschland	141
Abbildung 12-4: regionaler Einsatz von mineralischem Phosphordünger (in kg P pro ha LF; 2010)	141
Abbildung 12-5: Regionaler Phosphorbilanzüberschuss	142
Abbildung 13-1: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Dränagen	143
Abbildung 13-2: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über natürlichen Zwischenabfluss	144
Abbildung 13-3: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über grundwasserbürtigen Abfluss	145
Abbildung 13-4: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Erosion	146
Abbildung 13-5: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Abschwemmung	147
Abbildung 13-6: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus kommunalen Kläranlagen	148
Abbildung 13-7: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} aus industriell-gewerblichen Direktleitungen	149
Abbildung 13-8: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Mischwasserentlastung	150
Abbildung 13-9: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Bürgermeisterkanäle	151
Abbildung 13-10: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Regenwasserkanäle	152
Abbildung 13-11: Mittlere jährliche Einträge von P_{gesamt} über Kleinkläranlagen	153
Abbildung 13-12: P_{gesamt} -Einträge nach Eintragspfaden absolut	154
Abbildung 13-13: Prozentuale Verteilung der Eintragspfade am P-Gesamteintrag	154
Abbildung 13-14: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für P-Austräge von mehr als 8 t P/a	155
Abbildung 13-15: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für P-Austräge von 3 t P/a bis 8 t P/a	156
Abbildung 13-16: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für P-Austräge von 1 t P/a bis 3 t P/a	157
Abbildung 13-17: Anteil der einzelnen Eintragspfade an den P-Austrägen in die Gewässer pro Flusseinzugsgebiet für P-Austräge von weniger als 1 t P/a	158
Abbildung 13-14: Validierung der MEPhos-Modellergebnisse an Frachten im Gewässer	159
Abbildung 14-1: Potenzielle Nitratkonzentration im Sickerwasser.	160
Abbildung 14-2: Grundwasserkörper im schlechten Zustand hinsichtlich Nitrat	161
Abbildung 14-3: Maximal zulässiger N-Austrag aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l	162
Abbildung 14-4: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO_3/l	163

Abbildung 14-5: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l auf Basis der Schwelle 60 kg N/ha LN 164

Abbildung 14-6: Reduktionsbedarf des N-Austrags aus dem Boden zur Erreichung einer Nitratkonzentration im Sickerwasser von 50 mg NO₃/l auf Basis der Schwelle 40 kg N/ha LN 165

19 Tabellenverzeichnis

Tabelle 3-1: Positionen der Nährstoffbilanz im Modellsystem RAUMIS für N und P nach Henrichsmeyer et al. (1992, S. 22)	18
Tabelle 3-2: Eckwerte zur Berechnung der N-Bedarfsfaktoren im Ackerbau in Abhängigkeit von Boden und Klima (Schleef u. von Sothen in Henrichsmeyer (1996, S. 124)	19
Tabelle 3-3: Nährstoffbedarfe der Pflanzenverfahren (kg/ha) in Abhängigkeit vom Ertrag (E) (dt/ha)	20
Tabelle 3-4: Stickstofflieferungen der tierischen Produktionsverfahren	22
Tabelle 4-1: Konstanten für die Verdunstungsberechnung nach DVWK (1996)	29
Tabelle 4-2: Datengrundlagen für die Wasserhaushaltsmodellierung mit GROWA	33
Tabelle 5-1: Denitrifikation in der Wurzelzone von Böden (Wienhaus et al., 2008)	39
Tabelle 5-2: An das Mitteldeutsche Trockengebiet angepasste mittlere Denitrifikationsraten in der Wurzelzone von Böden (Kuhr et al., 2013)	39
Tabelle 5-3: Konzentrationsbereiche der wesentlichen Parameter zur Identifizierung des Denitrifikationsvermögens im Aquifer (Wendland u. Kunkel, 1999).	46
Tabelle 6-1: Phosphotope zur Abbildung des P-Eintrags über Dränagen in Thüringen, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	49
Tabelle 6-2: Statistische Verteilungsgrößen der Messwerte ortho-PO ₄ -P für Grundwassermessstellen in unterschiedlichen grundwasserführenden Gesteinseinheiten	52
Tabelle 6-3: Mittlere Pgesamt-Gehalte im Oberboden von Ackerflächen für andere Untersuchungsregionen des FZ Jülich	53
Tabelle 6-4: Phosphotope zur Abbildung des Eintrags über Abschwemmung, Spannweiten der Literatur-Referenzwerte für die Austragshöhe und kalibrierte Exportkoeffizienten (Modell MEPhos)	56
Tabelle 7-1: Differenzierung des urbanen Raums in Herkunftsgebiete mit unterschiedlichem Belastungspotenzial für Nährstoffeinträge aus Regenwasserkanälen	61
Tabelle 8-1: Datengrundlagen für die N-Modellierung in Thüringen	63
Tabelle 8-2: Nutzbare Hohlraumanteile für Festgesteinseinheiten (Wendland et al., 2010)	79
Tabelle 11-1: Anzahl der in Thüringen verfügbaren Analysenwerte pro Messstelle und Parameter zur Bestimmung des Nitratabbauvermögens von Grundwasserleitern	123
Tabelle 11-2: Zuordnung von Punktwerten zu Konzentrationsbereichen im Rahmen der Ausweisung des Nitratabbauvermögens im Aquifer	123