

HESSEN



Hessisches Ministerium für Umwelt,
Klimaschutz, Landwirtschaft und
Verbraucherschutz

Nicht-agrarbedingte im Vergleich zu den agrarbedingten Einflussfaktoren auf die Nitratbelastung von Grund- wasserkörpern in Hessen

**Studie im Auftrag des Hessischen Ministeriums für Umwelt, Klima-
schutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz (Z. III 7 – 79d 16.11.02)**

Bearbeitung

**Dr. Martin Bach, Prof. Dr. Lutz Breuer
Justus-Liebig-Universität Gießen**

**Dr. Lukas Knoll, Prof. Joachim Kilian
UNGER-Ingenieure**

Abschlussbericht

Mai 2021 (online-Fassung Okt. 2021)

INHALTSVERZEICHNIS	SEITE
Tabellenverzeichnis	III
Abbildungsverzeichnis	IV
Anhangsverzeichnis	IV
Zusammenfassung.....	1
1 Einführung	3
1.1 Veranlassung	3
1.2 Aufgabenstellung.....	4
2 Stickstoff-Flächenbilanzen der Landwirtschaft in Hessen	6
2.1 Datengrundlagen.....	7
2.2 Ersetzung fehlender Angaben	8
2.3 Berechnung der Flächenbilanzen	8
2.3.1 Schätzung der Mineraldüngermenge.....	8
2.3.2 Übrige Bilanzgrößen.....	10
2.4 Ergebnis N-Flächenbilanzüberschuss.....	12
3 Literaturrecherche zu Nitrateinträgen in das Grundwasser aus nicht- agrарbedingten quellen	14
3.1 Allgemeiner Stand des Wissens	14
3.2 Diffuse Quellen.....	15
3.2.1 Urbane Eintragsquellen	15
3.2.2 Abwasserexfiltration	16
3.2.3 Quellen aus Wald und naturnaher Vegetation	17
3.3 Punktquellen.....	19
3.4 Interaktion Grundwasser - Oberflächengewässer	21
4 Bilanzierung der Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus nicht- agrарbedingten Quellen	23
4.1 Datengrundlage und -aufbereitung	23
4.1.1 Abwasserexfiltration	26
4.1.2 Deponiestandorte	31
4.2 Berechnung der Nitrateinträge aus urbanen Quellen	34
4.2.1 Nitrateinträge aus Abwasserexfiltration und versiegelten Flächen	34
4.2.2 Nitrateinträge aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben	37
4.2.3 Gesamtnitrateintrag aus urbanen Quellen	38
4.3 Berechnung der Nitrateinträge aus Wald und naturnaher Vegetation	38

4.3.1	Nitrateinträge von Waldflächen.....	38
4.3.2	Nitrateinträge von Flächen mit naturnaher Vegetation (außer Wald).....	38
4.4	Nitrateinträge von Punktquellen (Deponien)	39
4.5	Ergebnisse der Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus nicht-agrarbedingten Quellen	40
5	Vergleich der agrar- und nicht-agrarbedingten Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen.....	42
5.1	Gesamtbetrachtung für Hessen	42
5.2	Auswertungen für Teilräume.....	44
5.3	Diskussion der Ergebnisse	51
6	Empfehlungen zu Massnahmen zur Minderung von Nitrateinträgen in das Grundwasser	53
6.1	Agrarbedingte Nitrateinträge.....	53
6.2	Nicht-agrarbedingte Nitrateinträge.....	53
6.2.1	Forstwirtschaft	53
6.2.2	Siedlungswasserwirtschaft	56
6.2.3	Deponietechnik.....	57
	Referenzen.....	59
	Anhänge	68

TABELLENVERZEICHNIS

Seite

Tabelle 1:	Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz für die Gemeinden in Hessen (Bezugsjahr 2016).....	12
Tabelle 2:	Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus urbanen Quellen [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.....	17
Tabelle 3:	Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus Waldgebieten [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.....	18
Tabelle 4:	Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus naturnaher Vegetation [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.	19
Tabelle 5:	Zuordnung der Landbedeckungs-/Landnutzungsklassen des LBM-DE2015 (BKG, 2018) zu Landnutzungen für die Schätzung des Nitratsintrags in das Grundwassers in Hessen.....	24
Tabelle 6:	Auswertung der Kanalnetzlängen in Hessen nach Hessischem Statistischen Landesamt (HSL, 2020).....	27
Tabelle 7:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser aus nicht-agrarbedingten Quellen in Hessen.....	41
Tabelle 8:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen.	42
Tabelle 9:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Kurhessen“.....	44
Tabelle 10:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Wetterau“.	45
Tabelle 11:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Hess. Ried“.....	45
Tabelle 12:	Potenzielle Nitratsinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Reinheim“.....	46

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Seite

Abbildung 1:	Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft mit den Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz.	6
Abbildung 2:	Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Gemeinden in Hessen (Bezugsjahr 2016).....	13
Abbildung 3:	Landbedeckung in Hessen nach BKG (2018).	25
Abbildung 4:	Länge des öffentlichen Kanalisationsnetzes in den Gemeinden in Hessen.	28
Abbildung 5:	Mittlere Jahresniederschlagssumme 2010 bis 2020 auf Gemeindeebene.	29
Abbildung 6:	Anteil Lockergesteinsgebiete in den Gemeinden in Hessen.....	30
Abbildung 7:	Deponiestandorte mit Grundwasserüberwachung in Hessen	32
Abbildung 8:	Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (1981 bis 2018)	33
Abbildung 9:	Schematische Darstellung der Eintragswege aus Abwasserexfiltration.....	34
Abbildung 10:	Schematische Darstellung der Eintragswege aus Kleinkläranlagen.	37
Abbildung 11:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen).	43
Abbildung 12:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Kurahessen“.	47
Abbildung 13:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Wetterau“.....	48
Abbildung 14:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Hessisches Ried“.....	49
Abbildung 15:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Reinheim“.	50

ANHANGSVERZEICHNIS

Anhang 1:	Literaturrecherche zu Nitratreinträgen aus urbanen Gebieten, Wald und naturnaher Vegetationliteraturliste
Anhang 2:	Nitratkonzentrationen im Zustrom und im Abstrom von 31 Deponien in Hessen
Anhang 3:	Zusammenstellung der Parameter, die zur Ermittlung der Nitratreinträge verwendet wurden sowie die Bewertung der Deponien
Anhang 4:	Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen – Karten der einzelnen Eintragsquellenarten der Nitratreinträge für die verschiedenen Quellen

ZUSAMMENFASSUNG

In der vorliegenden Studie wird die Bedeutung der landwirtschaftlichen Flächennutzung im Vergleich zu den nicht-landwirtschaftlichen Quellen für die Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen untersucht. Das Nitrat-Eintragspotenzial aus der Landwirtschaft wird gemäß etablierter Methodik in Form der Stickstoff-(N) Flächenbilanzüberschüsse auf den landwirtschaftlichen Flächen ermittelt. Für die Bewertung des Nitrat-Eintragspotenzials aus dem nicht-landwirtschaftlichen Bereich wurde zunächst eine Literaturrecherche zur Identifizierung relevanter Quellen und zur Größenordnung deren möglicher Nitratfrachten durchgeführt. Diese beiden Ansätze werden zusammengeführt und damit die Bedeutung der Eintragsquellen für das Grundwasser in Hessen anhand der potenziellen Stickstofffrachten bewertet. Die Bilanzierung erfolgt sowohl für Hessen insgesamt als auch für ausgewählte Teilräume, die Ergebnisse werden auf Basis eines 1 km x 1 km Geogitters regionalisiert dargestellt.

Neben der Landwirtschaft treten als potenzielle diffuse Nitrateintragsquellen in das Grundwasser Wald- und natürliche Vegetationsflächen sowie urbane Flächen in Erscheinung. Zudem können punktuelle Einträge von Nitrat in das Grundwasser über Deponien erfolgen. Gerade im urbanen Bereich sind die Eintragspfade sehr komplex, was eine differenziertere Betrachtung erforderlich macht. In erster Linie erfolgt eine Unterscheidung nach versiegelten und nicht-versiegelten Flächen; wobei der Eintrag von versiegelten Flächen durch Abwasserexfiltration erfolgt. Für Wald- und natürliche Vegetationsflächen können spezifische Stickstofffrachten als konstante Einträge angesetzt werden, die im Rahmen einer Literaturrecherche ermittelt wurden.

Die Nitrateinträge aus der Landwirtschaft entsprechen dem Stickstoffüberschuss auf landwirtschaftlichen Flächen. Der Überschuss einer Bilanz entspricht der Differenz zwischen den N-Zufuhren und den N-Abfuhren während eines Bilanzjahres und kennzeichnet die potenzielle Emission von reaktiven Stickstoff-Verbindungen aus einer Bilanzeinheit. Im Durchschnitt der Gemeinden in Hessen beträgt der N-Überschuss (Bezugsjahr 2016) 61 kg N/ha Landwirtschaftsfläche (LF), die Spanne reicht von 23 bis 93 kg N/ha LF. Die organische Düngung mit Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung und mit Gärresten ist mit zusammen 62 kg N/ha LF im Landesdurchschnitt vergleichsweise gering. Der Flächenbilanzüberschuss in Hessen liegt um rund 17 kg N/ha LF unter dem Bundesdurchschnitt von 78 kg N/ha LF (2016).

Für Waldflächen konnten als Mittelwert verschiedener Literaturangaben spezifische Stickstoffeintragsfrachten für Nadel-, Laub- und Mischwald in Höhe von 5,9 kg N/(ha x a), 5,0 kg N/(ha x a) und 5,5 kg N/(ha x a) ermittelt werden. Für naturnahe Vegetationsflächen und Feuchtgebiete ergeben sich Stickstoffeintragsfrachten von 4,6 kg N/(ha x a) und 4,1 kg N/(ha x a). Für Nitrateintragsquellen von urbanen nicht versiegelten Flächen (sonstige urbane Flächen) wurde eine spezifische Stickstoffeintragsfracht von 5,0 kg N/(ha x a) ermittelt. Für die Abwasserexfiltration wird mit einer spezifischen N-Eintragsfracht von urbanen Flächen von 6,3 kg N/(ha x a) gerechnet.

Der potenzielle Nitrateintrag insgesamt in das Grundwasser in Hessen beträgt nach diesem Ansatz 61.889 t N/a. Einträge aus der Landwirtschaft gehen von rund 43 % der Fläche Hessens aus und bilden rund 89 % des Gesamteintrags in das Grundwasser. Wald und naturnahe Vegetation bedecken mit rund 47 % die größten flächenmäßig größten Anteil Hessens und liefern rund 8 % des Nitrateintrags. Den geringsten Flächenanteil mit 9 % bilden urbane Flächen, die mit rund 3 % des Nitrateintrags nur einen vergleichsweise geringen Anteil beitragen. Deponien führen überwiegen zu einer Abnahme der Nitratkonzentration im Grundwasser. Insgesamt zeigt sich, dass die diffusen Nitrateinträge aus landwirtschaftlichen Quellen aufgrund der zum einen großflächigen Ausdehnung und der zum anderen um etwa das zehnfache höheren flächenspezifischen Stickstofffrachten den wesentlichen Anteil der Gesamtnitrateinträge in das Grundwasser in Hessen darstellen. Die Annahmen wurden dabei konservativ gewählt (i.S. einer tendenziellen Unterschätzung der agrar-bedingten Einträge), der tatsächliche Beitrag der Landwirtschaft liegt mutmaßlich noch höher als der genannte Anteil von 89 % des Gesamteintrags.

Ergänzend wird die Situation in den vier Regionen „Kurhessen“, „Wetterau“, „Hessisches Ried“ und „Reinheim“ separat ausgewertet. Die Nitrateinträge in das Grundwasser im Hessischen Ried aus nicht-agrarbedingten Quellen liegt aufgrund eines höheren Anteils an urbanen Quellen etwas höher als in der hessenweiten Bilanz. In den drei anderen Teilräumen liegen die Nitrateinträge aus landwirtschaftlichen Quellen mit über 90 % etwas höher als in Hessen insgesamt.

1 EINFÜHRUNG

1.1 Veranlassung

Die EU-Nitratrichtlinie (EU-RL 91/676/EWG) verpflichtet die EU-Mitgliedsstaaten, Nitrateinträge aus der Landwirtschaft in das Grundwasser zu vermindern und zu vermeiden. Weiterhin verpflichtet die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) Bund und Länder dazu, spätestens bei Überschreiten der Konzentration von 50 mg Nitrat pro Liter in einem Grundwasserkörper geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um den „guten Zustand“ wiederherzustellen. Entgegen diesen eindeutigen gesetzlichen Vorgaben hat sich die Situation der Grundwasserbelastung mit Nitrat in den vergangenen zwanzig Jahren in Deutschland jedoch nicht spürbar verbessert, wie die Nitrat-Berichte der Bundesregierung dokumentieren.

Die Europäische Kommission hat aus diesem Grund im Jahr 2013 bereits das zweite Vertragsverletzungsverfahren gegen die Bundesrepublik Deutschland eingeleitet. Der Europäische Gerichtshof (EuGH) hat in seinem Urteil vom 21.06.2018 dazu festgestellt, dass die BRD die EU-Nitratrichtlinie nachhaltig verletzt. Um den Vorgaben der EU-Kommission nachzukommen sowie zur Umsetzung des EuGH-Urteils wurde die Düngeverordnung im Jahr 2017 und erneut im Jahr 2020 novelliert. Ein zentraler Bestandteil der Novellierung beinhaltet die Ausweisung der sogenannten „roten Gebiete“, in denen die Landwirtschaftsbetriebe ihre Stickstoffdüngung gegenüber dem Optimalbedarf um 20 % reduzieren müssen. Insbesondere diese Vorschrift hat zu teilweise heftigen Protesten und Demonstrationen der Landwirtschaft geführt.

Ein zentraler Kritikpunkt der landwirtschaftlichen Interessenvertretungen bezieht sich auf eine Darstellung der EU-Kommission zur Häufigkeitsverteilung der Nitratkonzentrationsklassen in den Grundwassermessstellen, die für den Berichtszeitraum 2008 bis 2011 von den EU-Mitgliedsstaaten an die Kommission gemeldet wurden (Europäische Kommission, 2013, Schaubild A). In dieser Darstellung lag Deutschland mit einem Anteil von rund 50 % Messstellen über 50 mg NO₃/l auf dem zweitschlechtesten Platz in der EU-27 (nur in Malta war diesem Schaubild zufolge die Grundwasserbelastung mit Nitrat noch schlechter), mit deutlichem Abstand zu den übrigen Ländern. Die Proteste der Landwirtschaft wurden noch angeheizt durch hydrogeologische Gutachten des Ingenieurbüros HYDOR Consult GmbH (Berlin), in denen die Aussagekraft der Landesgrundwassermessnetze in Bezug auf die sachgerechte Erfassung der Nitratkonzentration in den Grundwasserkörpern grundsätzlich in Zweifel gezogen wird (u.a. Schreiber et al., 2020).

Der Protest der Landwirtschaft verkennt allerdings vollkommen, dass das Urteil des EuGH *nicht* mit einem (hohen) Anteil von Messstellen über 50 mg NO₃/l in Deutschland begründet worden ist. Die Bundesrepublik Deutschland ist vielmehr verurteilt worden, weil sie keine zusätzlichen Maßnahmen oder verstärkte Aktionen getroffen hat, sobald deutlich wurde, dass die Maßnahmen des deutschen Aktionsprogramms nicht ausreichten (Härtel, 2018). Das

heißt, Grundlage des Urteils ist die Feststellung, dass der Anteil Nitrat-belasteter Grundwassermessstellen in Deutschland seit der Veröffentlichung des ersten Nitratbericht 1996 *nicht zurückgegangen* ist: in keinem der jeweils vierjährigen Berichtszeiträumen der Nitratberichte an die EU ist eine (signifikante) Verringerung des Anteils der Messstellen über 50 mg NO₃/l zu verzeichnen. Diese Feststellung ist unabhängig davon, welches Messnetz ausgewertet wurde bzw. wird (Bach et al., 2020). Die EU-Kommission hat übrigens bereits in ihrer Berichterstattung zur Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie für den Folgezeitraum 2012–2015 die Daten zur Häufigkeitsverteilung des umfangreicheren EU-Nitratmessnetzes in Deutschland verwendet, wonach der Anteil der Messstellen über 50 mg NO₃/l Deutschland mit rund 28 % im oberen Mittelfeld der EU-27 liegt (Europäische Kommission, 2018, Schaubild B).

In der andauernden Debatte über die Ursachen und das Ausmaß der Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland wird von Seiten der Landwirtschaft des Öfteren als weiteres Argument angeführt, dass die Nitrateinträge in das Grundwasser gar nicht ursächlich auf die landwirtschaftliche Bewirtschaftung zurückzuführen seien, sondern dass das Nitratproblem vielmehr maßgeblich durch Einträge aus dem Siedlungsbereich (wie beispielsweise undichte Abwasserkanäle) verursacht würde. Mit der vorliegenden Studie wird dazu eine Bewertung der agrarbedingten und der nicht-agrarbedingten Nitrateinträge in die Grundwasserkörper in Hessen vorgenommen.

Die Ergebnisse der Studie sind auch in Bach et al. (2021) komprimiert dargestellt.

1.2 Aufgabenstellung

In einen Grundwasserkörper (GWK) kann Nitrat aus verschiedenen Quellen eingetragen werden:

- Diffuse Quellen
 - Landwirtschaftsflächen (Ackerland, Grünland, Sonderkulturen)
 - Waldflächen und andere Flächen mit naturnaher Vegetation
 - Urbane Flächen/Infrastruktur (z.B. Abwasserkanalisation (Misch- und Trennkalisation), Dränagen)
 - Atmosphärische Deposition

- Punktquellen
 - Deponien.
 - Kläranlagenabläufe, industrielle Direkteinleiter, Regen- und Mischwasserentlastungsanlagen

- Interaktion Grundwasser – Oberflächengewässern.

Die Nitratkonzentration in einem GWK bzw. in einer Messstelle ergibt sich als flächengewogenes Mittel aus den Nitratfrachten des Sickerwassers, das unter den verschiedenen Landnutzungen des GWK bzw. im Einzugsbereich einer Messstelle gebildet und in das Grundwasser verlagert wird. Zur Abschätzung der Landnutzungs-spezifischen Nitratfrachten wird für Landwirtschaftsflächen üblicherweise der Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz ermittelt. Für die übrigen (naturnahen) Landnutzungen werden im Regelfall Schätzwerte aus der Literatur angesetzt, wie beispielsweise für Wald in einer Literaturwertung von Beisecker et al. (2012).

Die Nitrateinträge in das Grundwasser aus urbanen Flächen setzen sich aus zwei Komponenten zusammen. Zum einen erfolgen Einträge aus der Fläche überall dort, wo auf unversiegelten Flächen Sickerwasser gebildet wird. Wenn es sich dabei um ungedüngte Flächen handelt, dann speist sich der N-Umsatz dieser Flächen nur aus der atmosphärischen NO_x - und NH_y -Deposition. In Teilarealen der urbanen Flächen kommt die N-Düngung von privaten Haus- und Kleingärten sowie von Sportplätzen als mögliche zusätzliche Stickstoffbefruchtung des Sickerwassers in Betracht. Zum andern kann Stickstoff durch den Austritt von Abwasser aus undichten Abwasserkanälen als Quelle von Nitrateinträgen in das Grundwasser von Bedeutung sein. Als einzige Punktquelle (im engeren Sinne) für Nitrat-Einträge in das Grundwasser kommen Deponien in Betracht, in denen N-haltige Abfallstoffe abgelagert worden sind und die aufgrund unzureichender Abdichtung von Sickerwasser durchströmt werden.

Für die Bewertung der aufgeführten Eintragsquellen werden in der vorliegenden Studie deren spezifische potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen quantitativ geschätzt und daraus aufbauend werden die agrarbedingten den nicht-agrarbedingten Einträgen gegenübergestellt. Die räumliche Verteilung der Eintragungssituation wird kartografisch dargestellt (1 km x 1 km Raster) und für die GWK in ausgewählten Teilräumen in Hessen aggregiert. Abschließend werden Empfehlungen zur Minderung der Stickstoffeinträge aus dem urbanen Bereich zusammengestellt.

2 STICKSTOFF-FLÄCHENBILANZEN DER LANDWIRTSCHAFT IN HESSEN

Die Methodik und die Ergebnisse von Stickstoffbilanzierungen sind in Fachwelt und Umweltpolitik seit vielen Jahren eingeführt und unumstritten. Der Überschuss einer Bilanz entspricht der Differenz zwischen den N-Zufuhren und den N-Abfuhren während eines Bilanzjahres und kennzeichnet die potenzielle Emission von reaktiven Stickstoff-Verbindungen aus einer Bilanzseinheit. Bei der Nährstoffbilanzierung für die Landwirtschaft ist zwischen der Gesamtbilanz (synonym: Hoftorbilanz, Stoffstrombilanz) und ihren Komponenten Flächenbilanz (Pflanzen- bzw. Bodenproduktion), Stallbilanz (tierische Erzeugung) und Biogasbilanz (Erzeugung von Biogas in landwirtschaftlichen Biogasanlagen) zu unterscheiden. In Abbildung 1 sind die Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft zwischen den Betriebsbereichen Pflanzenproduktion, Tierproduktion und Energieproduktion aufgeschlüsselt, die in Form von eigenbetrieblich erzeugten Futtermitteln und Biomasse zur Energieerzeugung sowie Wirtschaftsdüngern und Gärresten zwischen diesen Bereichen ausgetauscht werden. Der Überschuss der N-Flächenbilanz wird dabei in zahlreichen Zusammenhängen als Indikator zur Quantifizierung der (potenziellen) Grundwasserbelastung mit Nitrat aus der Landwirtschaft herangezogen (Bach et al., 2020; BMU, 2017; BMU/BMEL, 2020; DESTATIS, 2018; Fuchs et al., 2017; Wendland et al., 2020).

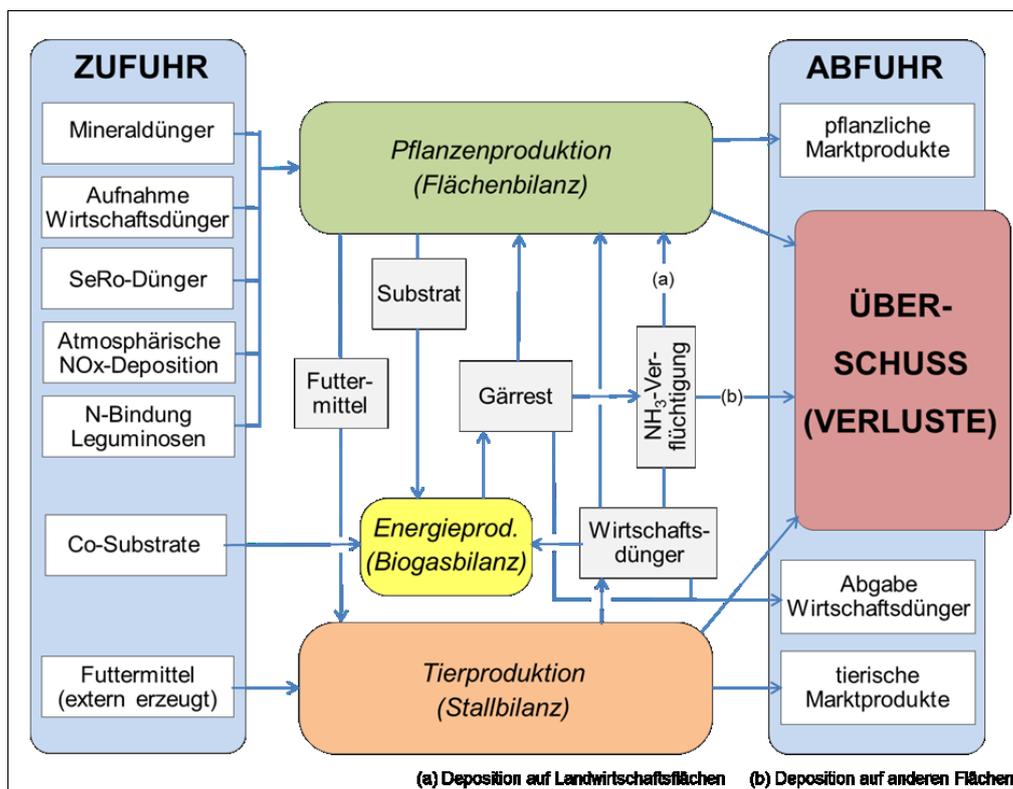


Abbildung 1: Stoffflüsse innerhalb der Landwirtschaft mit den Komponenten Flächen-, Stall- und Biogasbilanz.

2.1 Datengrundlagen

Für die vorliegende Studie wurden die Stickstoff-Flächenbilanzüberschüsse der Landwirtschaft in Hessen mit Regionalgliederung Gemeinden für das Jahr 2016 berechnet. Datengrundlage bildet im Wesentlichen die Agrarstrukturerhebung 2016 (zeitnähere Daten sind nicht verfügbar); im Einzelnen wurden folgende Angaben verwendet:

- Agrarstrukturerhebung 2016 – Gemeindeergebnisse. Kennz. C IV 9 – 1a – 4j/16. Hess. Statist. Landesamt, Wiesbaden (2017); Angaben zu:
 - LF gesamt, Ackerland, Dauergrünland, Dauerkulturen
 - Anbau auf dem Ackerland: Getreide (7 Getreidearten), Silomais, Zuckerrüben, Kartoffeln, Hülsenfrüchte
 - Tierhaltung: Rinder (Anzahl), Schweine (Anzahl), Bestand gesamt (GV)
- Gemüseerhebung in Hessen 2016 (Total). Kennz. C I 3 mit C II j/16 (Angaben nur für Kreise). Hess. Statist. Landesamt, Wiesbaden (2017)
- Ernteerträge je Hektar (10 Ackerbaukulturen, Wiesen u. Weiden, Marktbobstbau, Mittel 2015 - 2017; Angaben nur für Kreise); übernommen aus Häußermann et al. (2019)
- Milchleistung je Kuh und Jahr (Mittel 2015 – 2017; Angaben nur für Kreise); übernommen aus Häußermann et al. (2019)
- Biogaserzeugung in der Landwirtschaft, Anlagenbestand, installierte elektr. Leistung und eingespeiste elektr. Arbeit (2014, nach Gemeinden), übernommen aus Häußermann et al. (2019), dort ermittelt aus den Angaben der vier deutschen Übertragungsnetzbetreiber (50Hertz, Tennet TSO, Amprion und TransnetBW), der Deutschen Energie-Agentur (Dena), des Witzenhausen-Instituts und des Umweltbundesamtes.

Die Werte zu N-Gehalten in pflanzlichen und tierischen Produkten, N-Bindung im Leguminosenanbau sowie zum Nährstoffanfall mit den tierischen Ausscheidungen entsprechen in der Regel der Düngeverordnung (i.d.Fssg. von 2017) und wurden aus den entsprechenden Tabellen in Häußermann et al. (2019) übernommen.

Die N-Bilanzierung erfolgt für 426 Kommunen (5 kreisfreie Städte und 421 Gemeinden; Hessen im Gebietsstand vom 1.1.2016). Für die Abdeckung der gesamten Landesfläche bei der Berechnung der Nitrateinträge in das Grundwasser (Kapitel 4) wurden die Ergebnisse zum N-Überschuss für vier gemeindefreie Gebiete (Gutsbezirke) sowie eine Gemeinde ohne LF (in der Agrarstrukturerhebung) interpoliert. Die Berechnung der Nitrateinträge wurde für Hessen im Gebietsstand vom 1.1.2020 durchgeführt (vier Gemeinden Beerfelden, Hesseneck, Rothenberg und Sensbachtal wurden zusammengeschlossen zur Gemeinde Oberzent).

2.2 Ersetzung fehlender Angaben

In den Datensätzen der Agrarstrukturerhebung für die Gemeinden ist regelmäßig eine gewisse Anzahl von Tabellenfeldern gesperrt, das heißt die Angaben zu einzelnen Merkmalen (Anbauflächen, Tierzahlen usw.) werden für die betreffenden Gemeinden aus Datenschutzgründen nicht veröffentlicht. Für die N-Bilanzierung wurden diese fehlenden Werte durch Schätzungen nach folgendem Ansatz ergänzt. Auf Kreisebene sind die Datensätze (nahezu) lückenlos; in der Summe eines Merkmals für einen Kreis ist somit jeweils auch die Anzahl des betreffenden Merkmals in den unveröffentlichten Gemeinden mit enthalten. Die Differenz zwischen der ‚Kreisumme‘ und der ‚Summe aller veröffentlichten Werte der Gemeinden des Kreises‘ entspricht somit den fehlenden Anzahlen. Damit die berechneten N-Bilanzglieder in der Summe aller Gemeinden mit den Summen auf Kreisebene und der Landessumme (weitgehend) übereinstimmen, wurden für die N-Bilanzierung die nicht veröffentlichten Tabellenfelder zur Viehhaltung mit Werten gefüllt, indem die gesperrten Angaben durch geschätzte Werte ersetzt worden sind.

Dazu wurde zunächst für jeden Kreis und jedes Merkmal die Differenz zwischen der ‚Summe über alle angegebenen Viehstückzahlen der Gemeinden des Kreises‘ und der ‚Kreisumme insges.‘ ermittelt. Diese Differenz wird anschließend auf alle Gemeinden mit fehlenden Angaben im Kreis verteilt, indem die Differenz proportional zu einem für alle Gemeinden lückenlos aufgeführten Merkmal (wie bspw. LF insgesamt) verteilt wird. Nach dieser Ersetzung betrug die Abweichung zwischen der Summe über alle Gemeinden und der Landessumme bei fast allen Merkmalen weniger als 1 %.

2.3 Berechnung der Flächenbilanzen

Die Berechnung des N-Flächenbilanzüberschuss für die Gemeinden in Hessen erfolgt, analog der Methodik für die Kreise in Deutschland (Häußermann et al., 2019), nach dem „Regionshof-Prinzip“: die gesamten Anbauflächen und Tierhaltung (Angaben in der Agrarstrukturerhebung) sowie Biogasanlagen in einer Gemeinde wird als ein einziger, aggregierter Landwirtschaftsbetrieb betrachtet:

$$\begin{aligned} \text{Überschuss Flächenbilanz} = & \hspace{15em} [2-1] \\ & \text{Mineraldüngung} + \text{Wirtschaftsdünger (Tierhaltung)} + \text{Gärreste (Biogasanlagen)} \\ & + \text{SeRo-Dünger} + \text{Saatgut} + \text{atmosphär. N-Deposition} + \text{legume N-Bindung} - \text{Ernteabfuhr} \end{aligned}$$

2.3.1 Schätzung der Mineraldüngermenge

Das größte methodische Problem im Zusammenhang mit N-Bilanzierungen für Kreise bzw. Gemeinden – und gleichzeitig den sensitivsten Faktor für die Höhe des N-Überschuss und

somit den kritischsten Punkt überhaupt – stellt die Mineraldüngung dar. Unterhalb der nationalen Ebene („Deutschland insgesamt“) sind keine belastbaren statistischen Daten über die Absatz- bzw. Verbrauchsmengen von Mineraldüngern in der Landwirtschaft für regionale Einheiten vorhanden. Infolgedessen muss bei allen Bilanzierungen für Verwaltungseinheiten die Höhe der N-Mineraldüngung berechnet werden.

Für die N-Flächenbilanzierung der Gemeinden Hessen wird die Berechnung der N-Mineraldüngung wie folgt vorgenommen. Ausgangspunkt ist der N-Düngungsbedarf der angebauten Kulturpflanzen, der aus dem Ernteertrag abgeleitet wird (N-Menge im Erntegut, das von der Fläche abgefahren wird). Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei jeder Form von Düngung keine vollständige Ausnutzung (Aufnahme) der zugeführten Nährstoffe durch den Pflanzenbestand erfolgt, sondern ein gewisser Anteil nicht genutzt wird. Dies wird in Form eines ‚Bedarfsfaktors‘ berücksichtigt, der den höheren N-Bedarf für den nicht ausgenutzten Nährstoffanteil ausdrückt.

$$\text{N-Zufuhr mit Düngemitteln} = \text{N-Düngungsbedarf} = \text{N-Ernteabfuhr} \cdot \text{Bedarfsfaktor} \quad [2-2]$$

Der N-Düngungsbedarf kann über verschiedene Nährstoffträger gedeckt werden: Mineraldünger (Handelsdünger), wirtschaftseigene organische Dünger aus der Tierhaltung (Gülle, Mist) und Biogasanlagen (Gärrest) sowie leguminöse N-Bindung. Weiterhin wird N aus organischen Düngern von den Landwirten bei ihrer Düngungsplanung nur zu einem gewissen Anteil als pflanzenverfügbar berücksichtigt, wofür ‚Anrechnungsfaktoren‘ in Gl. (2-3) eingeführt werden.

$$\begin{aligned} \text{N-Düngungsbedarf} = & \text{Mineraldünger} + \text{organ. Dünger} \cdot \text{Anrechnungsfaktor}_1 \quad [2-3] \\ & + \text{legume N-Bindung} \cdot \text{Anrechnungsfaktor}_2 \end{aligned}$$

Im Rahmen der N-Flächenbilanzierungen können die Zufuhrgrößen ‚organ. Düngung (Gülle, Mist, Gärrest)‘ und ‚legume N-Bindung‘ für jede Gemeinde berechnet werden (s. u. „übrige Bilanzgrößen“), gleiches gilt für die Ernteabfuhr. Nach Umformung und Einsetzen in Gl. (2-3) kann die Mineraldüngermenge dann nach Gl. (2-4) als Resultierende berechnet werden.

$$\begin{aligned} \text{N-Mineraldüngung} = & \text{Ernteabfuhr} \cdot \text{Bedarfskoeff.} - \text{organ. Düngung} \cdot \text{Anrechnungsfaktor}_1 \quad [2-4] \\ & - \text{legume N-Bindung} \cdot \text{Anrechnungsfaktor}_2 \end{aligned}$$

Die gesuchte Größe, die N-Mineraldüngung, entspricht somit dem verbleibenden N-Düngungsbedarf, nachdem ein Teil des N-Gesamtbedarfs der Pflanzen über organische Düngung und/oder legume N-Bindung gedeckt wird. Mit dem Ansatz der Gl. 2-4 wird somit in vereinfachter Form (sowie jeweils aggregiert für eine Gemeinde) die Düngungsplanung in der Landwirtschaft nachgebildet.

Für die Berechnung der N-Mineraldüngung für Gemeinden sind konkrete Werte für den ‚Bedarfsfaktor‘ und die beiden ‚Anrechnungsfaktoren‘ festzulegen. Für die Anrechnung des N in Wirtschaftsdüngern (Gülle, Mist, Gärreste) auf den N-Düngungsbedarf wird der ‚Anrechnungs-

faktor_1' = 0,6 festgelegt; für die Anrechnung des N aus symbiontischer N-Fixierung (Leguminosenanbau, Grünland) wird ‚Anrechnungsfaktor_2' = 0,8 angenommen (zur Herleitung der beiden Wert s. Häußermann et al. (2019)). Der ‚Bedarfsfaktor' als dritter Parameter in Gl. 2-4 wird als Mittelwert für das Bundesgebiet ermittelt, indem Gl. (2-4) in umgekehrter Richtung gelöst wird: Für ‚Deutschland gesamt' ist die Größe ‚Mineraldüngung' aus der Agrarstatistik bekannt (‚N-Mineraldüngerabsatz in Deutschland insgesamt', Statistisches Jahrbuch über Ernährung, Landwirtschaft u. Forsten). Auf diesem Weg ergibt sich für das Bundesgebiet (Mittel 2015-2017) als ‚Bedarfsfaktor' = 1,132.

Mit diesen Parametern und den N-Mengen in jeder Gemeinde in ‚organischer Düngung (Tierhaltung)', ‚Gärrest' und ‚legumer N-Bindung' sowie der ‚Ernteabfuhr' wird schließlich nach Gl. (2-5) die N-Mineraldüngung für jede Gemeinde berechnet:

$$\begin{aligned} \text{N-Mineraldüngung} &= \text{Ernteabfuhr} * 1,136 - \text{organ. Düngung (Tierhaltung)} * 0,6 && [2-5] \\ &\quad - \text{Gärreste} * 0,6 - \text{legume N-Bindung} * 0,8 \end{aligned}$$

2.3.2 Übrige Bilanzgrößen

Der Nährstoffanfall aus der Viehhaltung wird über die Tierzahlen im Gemeindegebiet multipliziert mit dem mittleren N-Anfall pro Kopf bzw. Stallplatz und Jahr (n. Häußermann et al., 2019) berechnet. Die organische N-Düngerzufuhr zur LF ist gegenüber dem Anfall um tierart- und haltungsabhängige Lagerungs- und Ausbringungsverluste vermindert. Ein möglicher Import von Wirtschaftsdünger aus anderen Bundesländern und/oder aus dem Ausland (bspw. den Niederlanden) über Gülletransfer kann nicht berücksichtigt werden, da für Hessen bislang kein Nährstoffbericht vorliegt, der eine Gemeinde-scharfe Zuordnung von Wirtschaftsdüngerimporten erlauben würde. Aus der Antwort auf eine Kleine Anfrage (Hessischer Landtag Drucksache 20/529) geht hervor, dass im Jahr 2017 rd. 138.000 t Wirtschaftsdünger nach Hessen importiert wurden. Mit Annahme eines mittleren Stickstoffgehalts von 5 kg N/m³ Gülle oder Gärresten würden durch diese Importe rund 6.900 t N nach Hessen eingeführt (mit Annahmen höherer N-Gehalte, wie sie bspw. in Hühnertrockenkot vorliegen, würde sich diese N-Menge noch vergrößern). Diese Stickstoffimporte betreffen mutmaßlich vor allem Nord- und Mittelhessen.

Die N-Zufuhr mit Gärresten aus Biogasanlagen wird ermittelt aus der N-Zufuhr mit Substraten in Biogasanlagen abzüglich der gasförmigen N-Verluste. Die Zufuhr mit Substraten berechnet sich aus der jährlich geleisteten elektrischen Arbeit der Biogasanlagen mit Vor-Ort-Verstromungs-Anlagen bzw. deren Äquivalent für die Biomethananlagen. Aus der mittleren Zusammensetzung der Substrate, die in Biogasanlagen eingesetzt werden, wird als spezifischer N-Eintrag in Biogasanlagen im Bundesdurchschnitt ein Wert von 77,3 t N pro GWh elektrischer Arbeit angesetzt (Häußermann et al., 2019). Während der Lagerung von Gärresten in offenen und technisch nicht gasdicht abgedeckten Gärrestlagern treten gasförmige N-Verluste auf, um die sich die N-Düngung mit Gärresten gegenüber der N-Zufuhr in die Biogasanlagen vermindert. Die Biogasanlagen sind in Hessen sehr ungleichmäßig verteilt, in rund 280 Gemeinden

sind keine Biosanlage erfasst; in den Gemeinden mit Biogaserzeugung reicht die Spannbreite der installierten elektr. Leistung von 50 kW bis 13,5 MW (Vor-Ort-Verstromung und Leistungsäquivalent Biomethananlagen), bezogen auf die LF wurden in 2014 zwischen 38 kWh und 35,8 MWh elektr. Arbeit (bzw. äquivalente Gaseinspeisung) pro Hektar LF erzeugt. Dementsprechend ungleichmäßig berechnet sich auch der N-Anfall in Gärresten in den Gemeinden (im Maximum 600 kg N/ha LF). Würde der N-Anfall in dieser Höhe der N-Düngung mit Gärresten in Gl. (2-5) gleichgesetzt, dann würden daraus unrealistische Werte des N-Überschuss resultieren. Um diesen Konzentrationseffekt für die Gemeinden mit Standort (einer oder mehrerer) großer Biogasanlagen zu egalisieren, wurde für die Berechnung des N-Überschuss der Gärrestanfall der betreffenden Gemeinde auf die umliegenden Gemeinden verteilt. Damit wird in der N-Bilanzierung der Umstand abgebildet, dass in der Realität für größere Anlagen die LF, auf denen Gärreste verteilt werden (ebenso wie die Substraterzeugung), mehrere Gemeinden umfasst.

Die N-Zufuhr mit Sekundärrohstoff(SeRo)-Düngern umfasst die Ausbringung von Kompost, Klärschlamm und Tiermehlen. Angaben zu diesen N-Mengen liegen nur für das Bundesgebiet insgesamt vor, die SeRo-Düngung wird für alle Gemeinden pauschal mit rund 4 kg N/ha LF angesetzt (Anmerkung: SeRo-Dünger werden bei der Berechnung der N-Mineraldüngung nach Gl. 2-1 nicht berücksichtigt, da zum einen die N-Zufuhr über diese Stoffe insgesamt nur gering ist und zum anderen der Stickstoff aus SeRo-Düngern nur langsam freigesetzt wird).

Als N-Zufuhr mit Saatgut wird der Durchschnitt im Bundesgebiet von 1,3 kg N/ha LF angesetzt. Die N-Zufuhr mit der atmosphärischen Deposition wurde im UBA-Projekt PINETI-3 (Schaap et al., 2018) ermittelt. Die jährliche Gesamt-Deposition von $\text{NO}_3\text{-N}$ und $\text{NH}_4\text{-N}$ auf den Rezeptortypen „Ackerland“ und „Grasland“ wird dort für ein Raster von 1 km x 1 km modelliert. Aus der Überlagerung mit dem Landbedeckungsmodell Deutschland (LBM-DE; s Kapitel 4) wurden daraus die N-Depositionen im Mittel der LF der Kreise ausgewertet und jeweils für alle Gemeinden eines Kreises verwendet (s. Häußermann et al., 2019).

Die N-Zufuhr über die symbiontische N-Fixierung durch Leguminosen wird über die Dauergrünlandfläche und die Anbaufläche von Hülsenfrüchten mit Tabellenwerten zur N-Bindung dieser Kulturen berechnet.

Die N-Abfuhr mit der Ernte wird durch Multiplikation der Anbauflächen der Kulturarten entweder (a) mit den Ernteerträgen (nur kreisweise Angaben) und den N-Gehalten im Erntegut, oder (b) für die Kulturarten ohne statistische Angaben zum Ertrag mit festen Entzugsmengen berechnet.

2.4 Ergebnis N-Flächenbilanzüberschuss

Das Ergebnis der N-Flächenbilanzierung für die Gemeinden in Hessen ist in Tabelle 1 zusammengefasst, die räumliche Verteilung zeigt Abbildung 2. Im Durchschnitt der Gemeinden beträgt der N-Überschuss (Bezugsjahr 2016) 61 kg N/ha LF, die Spanne reicht von 23 bis 93 kg N/ha LF. Die organische Düngung mit Wirtschaftsdünger aus der Tierhaltung und mit Gärresten ist mit zusammen 62 kg N/ha LF im Landesmittel vergleichsweise gering. Der Flächenbilanzüberschuss in Hessen liegt um rund 17 kg N/ha LF unter dem Bundesdurchschnitt von 78 kg N/ha LF (2016), was im Wesentlichen auf den niedrigeren Viehbesatz und die entsprechend geringe N-Zufuhr mit Wirtschaftsdünger in Hessen zurückzuführen ist. Gegenüber dem Überschuss der N-Bilanzierung für die Gemeinden in Hessen 1999 von 75 kg N/ha LF (Bach et al., 2003) bedeutet der aktuelle Wert einen Rückgang des N-Überschuss von 13 kg N/ha LF.

Für Hessen insgesamt wird über die Flächennutzungs-bezogene Auswertung (LF insgesamt 9.160 km² gemäß Flächennutzungsanteilen in den Zellen des 1 km x 1 km Geogitter) ein N-Flächenbilanzüberschuss der Landwirtschaft und damit ein potenzieller Nitrateintrag aus agrarbedingten Quellen von 54.793 t N/a ermittelt (s. Anhang 4).

Tabelle 1: Zufuhr, Abfuhr und Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz für die Gemeinden in Hessen (Bezugsjahr 2016).

Bilanzgröße	Mittel Hessen (kg N/ha LF)
Zufuhr	
Mineraldünger	99,9
Wirtschaftsdünger (Tierhaltung)	46,1 ^a
Gärreste (Biogasanlagen)	16,4
N-Fixierung durch Leguminosen	13,5
Atmosphärische Deposition	9,5 ^{b,c}
Zufuhr gesamt	190,8^d
Abfuhr	-129,8
Überschuss^a	61,0^a

- Mit Berücksichtigung eines Imports von Wirtschaftsdüngern aus anderen Bundesländern und dem Ausland i.H.v. rund 6.900 t N pro Jahr würde die Zufuhr mit Wirtschaftsdünger um rd. 16 % und der N-Überschuss um rd. 5 % höher liegen.
- Etwa 63 % der reaktiven N-Einträge aus der Luft stammen aus der Landwirtschaft (Bach et al., 2020a).
- Die gemessenen Einträge an reaktiven Stickstoffverbindungen auf Freiflächen in Hessen betragen nach Waldzustandsbericht im Jahr 2018 nur noch 4,9 kg N/ha (HMULKV, 2019).
- Incl. 5,4 kg N/ha LF Zufuhr mit SeRo-Düngern und Saatgut.

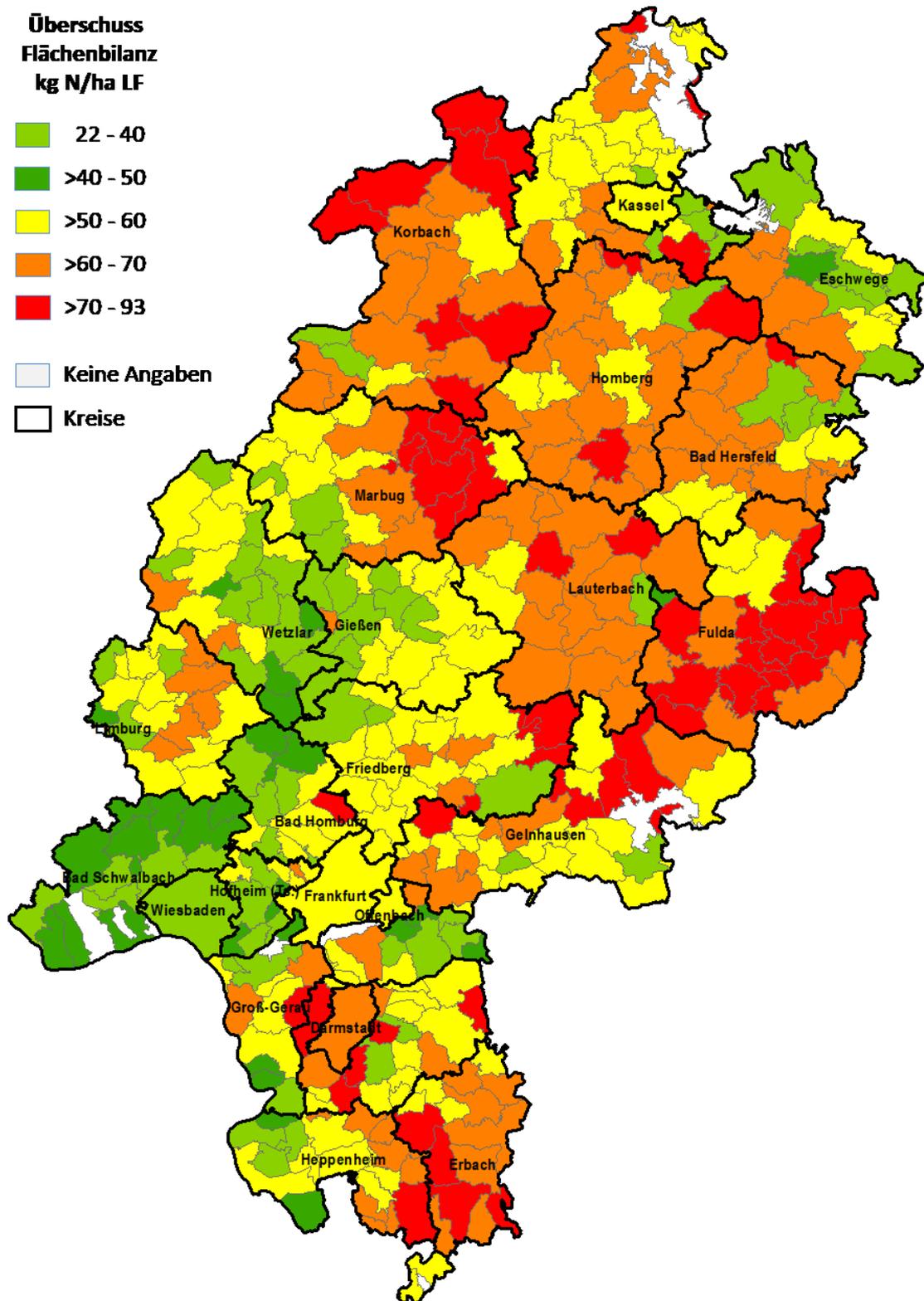


Abbildung 2: Überschuss der Stickstoff-Flächenbilanz der Landwirtschaft in den Gemeinden in Hessen (Bezugsjahr 2016).

3 LITERATURRECHERCHE ZU NITRATEINTRÄGEN IN DAS GRUNDWASSER AUS NICHT-AGRARBEDINGTEN QUELLEN

Im Rahmen der vorliegenden Studie wurde eine umfangreiche Literaturrecherche zur Größenordnung diffuser und punktueller nicht-agrarbedingter Nitrateintragsquellen in das Grundwasser durchgeführt. Aufbauend auf diesen Ergebnissen wird Nitrateintragspotenzial in das Grundwasser aus diesen Quellen eingeordnet.

Dabei werden folgende relevante Quellen betrachtet:

- Diffuse Quellen
 - Einträge aus dem urbanen Bereich - hier insbesondere undichte Kanalisation (Leckagen)
 - Einträge von Waldflächen und sonstigen Flächen mit naturnaher Vegetation (außer Wald)

- Punktquellen
 - Deponien
 - Altlasten
 - Kleinkläranlagen, Abflusslose Gruben

- Interaktion Grundwasser – Oberflächengewässer.

Die Literaturrecherche wurde mit gängigen Literatursuchmaschinen (Google Scholar, Web of Science u.ä.) durchgeführt und dabei sowohl internationale als auch deutschsprachige Literatur berücksichtigt. Die relevanten Publikationen werden entsprechend der aufgeführten Punkte ausgewertet und zusammengestellt.

3.1 Allgemeiner Stand des Wissens

Gewässerbelastungen durch Nitrat sind generell auf den anthropogenen Eintrag von reaktiven Stickstoffverbindungen in die Umwelt und den dadurch bedingten Eingriff in den natürlichen Stickstoffkreislauf zurückzuführen. Überschüssiger Stickstoff, der nicht von Pflanzen aufgenommen werden kann, gelangt entweder in die Atmosphäre oder wird mit dem Sickerwasser verlagert und gelangt so in Form von Nitrat in das Gewässersystem. Aus einer Vielzahl von Studien geht hervor, dass die Hauptursache der Nitratbelastung des Grundwassers auf die landwirtschaftliche Flächennutzung zurückzuführen ist (Bach et al., 2020b; Burow et al., 2010; Galloway et al., 2008; Gardner & Vogel, 2005; Gu et al., 2013; Kirschke et al., 2019; Wick et al., 2012). Nach Gardner und Vogel (2005) liegen die mittleren Nitratkonzentrationen im Grundwasser im Bereich landwirtschaftlicher Nutzung signifikant höher als im Bereich nicht-

landwirtschaftlich genutzter Flächen. Bach et al. (2020b) schätzen, dass 88 % der Nitratreinträge in das Grundwasser in Deutschland aus der Landwirtschaft stammen. Für die restlichen rund 12 % nicht-agrarbedingte Einträge werden urbane Quellen wie Siedlungs- und Verkehrsflächen und Abwasserexfiltration sowie Waldflächen und Flächen mit natürlicher Vegetation aufgeführt. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen auch Uhlig et al. (2010) für ein rd. 800 km² großes Einzugsgebiet in Nordsachsen. Nach Wendland et al. (2020) stammen etwa drei Viertel der Stickstoffeinträge in Nordrhein-Westfalen aus der Landwirtschaft. Auch für England wird geschätzt, dass etwa 70 bis 80 % der Stickstoffeinträge aus dem Bereich der Landwirtschaft stammen (Defra, 2002; Rivett et al., 2008).

Wakida und Lerner (2005) identifizieren Rohrnetz- und Abwasserleckagen, Austrag durch Baustellen (Gebäudebau), Auswaschung von offenen Flächen sowie kontaminierte Flächen (Deponien, industrielle und chemische Verunreinigungen) als die Hauptquellen nicht-agrarbedingter Nitratreinträge. Generell wird unterschieden zwischen punktuellen bzw. multipunktuellen und diffusen Einträgen (DWA, 2016; Wakida & Lerner, 2005).

3.2 Diffuse Quellen

3.2.1 Urbane Eintragsquellen

Insbesondere im urbanen Bereich wird eine Abschätzung der Nitratfrachten aufgrund der Komplexität und einer Vielzahl unterschiedlicher Eintragsquellen und verschiedenen Stickstoffspezies erschwert (Wakida & Lerner, 2005). Beier (2008) führte eine Literaturrecherche zu verschiedenen urbanen Einflüssen auf die Grundwasserbeschaffenheit durch und ermittelte die urbanen Gesamtimmissionen am Beispiel der Stadt Darmstadt unter Berücksichtigung von urbanem Oberflächenabfluss, Abwasserexfiltration, innerstädtischen Landwirtschafts- und Grünflächen sowie punktuellen Quellen wie Deponien, Altlasten, Industrie- und Gewerbegebieten und sonstigen Einflüssen. Beier (2008) zufolge stammen allein 82 % der urbanen Stickstoffemissionen aus der Abwasserexfiltration. Die Gesamtimmissionen für Nitrat von 3 t NO₃/(km² x a) liegen deutlich über den geschätzten Emissionen von 0,5 t NO₃/(km² x a) was darauf schließen lässt, dass weitere relevante Quellen existieren (Beier, 2008). Auch Eiswirth (1995, 2002) zeigte am Beispiel der Stadt Rastatt einen Nitratreintrag über undichte Abwasserkanäle in einer vergleichbaren Größenordnung von 1 t NO₃/(km² x a) bzw. rund 8 % der Gesamteinträge in das urbane Grundwasser. Auch weitere Studien zeigen, dass Abwasserexfiltration eine bedeutende Quelle für Nitratreinträge in das Grundwasser darstellen kann (Ascott et al., 2018; Gu et al., 2013; Härig, 1991; Heaton et al., 2012; Merkel et al., 1988; Thoma, 2011; Van Drecht et al., 2009). Bei der Bewertung der Abwasserexfiltration als Eintragsquelle ist weiterhin zu berücksichtigen, ob die Kanalisation im Grundwasser oder im Grundwasserschwankungsbereich liegt. In diesen Abschnitten des Kanalisationsnetzes ist, aufgrund der umgekehrten Druckverhältnisse, nicht mit einer Abwasserexfiltration, sondern mit der Infiltra-

tion von Grundwasser zu rechnen. Dies führt zu einem erhöhten Fremdwasseranteil im Entwässerungssystem und geringeren Frachten über die Abwasserexfiltration. Einer Untersuchung von Krönlein et al. (2015) zufolge liegen in Bayern rund 20 bis 25 % der Kanalisation im Grundwasser oder im Schwankungsbereich.

Anhand einer Studie von Serhal et al. (2009) wird deutlich, dass weiterhin auch der Zustand der Kanalisation die Frachten durch Abwasserexfiltration maßgeblich bestimmt. So lagen die Stickstoffeinträge für Standorte in Nordfrankreich mit einer Abwasserkanalisation mit niedriger Sammelrate (Stickstoffeintrag 50 kg N/(ha x a)) um mehr als das Zehnfache über den Einträgen aus einer Abwasserkanalisation mit hoher Sammelrate (Stickstoffeintrag 4 kg N/(ha x a)). Wendland et al. (2020) gehen für die großskalige Modellierung der Stickstoffeinträge in Nordrhein-Westfalen davon aus, dass 15 % des Abwassers über Leckagen in das Grundwasser gelangt.

Neben der Abwasserexfiltration bilden auch Siedlungs- und Verkehrsflächen, sowohl versiegelte als auch nicht versiegelte Flächen wie Parkanlagen, Wiesen und Kleingärten potenzielle Nitrateintragsquellen. Für urbane versiegelte Flächen wird eine flächenspezifische Stickstofffracht aus Laubfall und tierischen Exkrementen von 4,0 kg N/(ha x a) angesetzt (Behrendt et al., 2002; Venohr et al., 2011). Auch Bachmann et al., (1995) und Kliebsch et al. (1998) kommen zu vergleichbaren Ergebnissen für verschiedene urbane Flächen. Deutlich größere Stickstofffrachten von bis zu 138 kg N/(ha x a) gehen nach Wakida und Lerner (2006) aus dem Gebäudebau (Baustellen) hervor, wobei allerdings auch angeführt wird, dass es sich hierbei lediglich um lokale Anomalien handelt, die keinen signifikanten Einfluss auf die gesamturbanen Frachten haben.

3.2.2 Abwasserexfiltration

Die Literaturlauswertung hat gezeigt, dass der Eintrag durch Abwasserexfiltration eine wesentliche Größe der Stickstoffeinträge in das Grundwasser im urbanen Bereich darstellt. Die Größenordnung der Stickstofffrachten, die über die Abwasserkanalisation eingetragen werden, hängt demnach in erster Linie von den Abwasserexfiltrationsraten ab, die in der Regel in der Einheit „Exfiltrationsrate pro Kanalnetzlänge“, z.B. l/(s x km), angegeben werden. Dohmann (1999) führen aus, dass die Exfiltrationsraten zwischen 0,1 und 0,44 l/(s x km) (aus Härig, 1991) liegen können und sehr stark vom Zustand der Abwasserkanalisation abhängt. Einer deutschlandweiten Studie zum Zustand der Kanalisation zufolge besteht an 18,7 % der Kanalisationen ein Sanierungsbedarf (Berger et al., 2020). Krönlein et al. (2015) zeigten zudem am Beispiel des Bundeslandes Bayern, dass der Sanierungsbedarf in engem Zusammenhang mit der Altersstruktur der Kanalisation steht. Nach Berger et al. (2020) beträgt das durchschnittliche Alter des Kanalnetzes in Deutschland rund 40 Jahre (36,7 Jahre).

Aus einer Literaturrecherche von Beier (2008) ergibt sich noch eine deutlich größere Variabilität der Abwasserexfiltrationsraten. Für Deutschland wird dort eine Spanne von 0,003 bis 0,44

l/(s x km) angegeben, europaweit sogar von 0,00003 bis 3,5 l/(s x km). Rutsch et al. (2008) schlussfolgern, dass es oft schwierig ist, die Exfiltrationsraten aus verschiedenen Studien miteinander zu vergleichen, da eine große Bandbreite an Einheiten verwendet wird. Auch die Ansätze zur Abschätzung von Abwasserexfiltrationsraten reichen von Feldstudien (Rutsch et al., 2008) über die Städteebene (Wolf et al., 2006) bis hin zur großskaligen, landesweiten Ebene (Nguyen & Venohr, 2021). Mit dem Ansatz von Nguyen & Venohr (2021) erfolgte erstmals eine räumlich differenzierte deutschlandweite Abschätzung der Abwasserexfiltrationsmengen nach einem harmonisierten Ansatz. Daraus resultiert eine mittlere Exfiltrationsrate für Deutschland von 0,004 l/(s x km) bzw. 0,01 l/(s x km) für öffentliche Kanalnetze und 0,002 l/(s x km) für private Kanalnetze. Diese Angaben liegen im Rahmen anderer Literaturauswertungen und stellen aus Sicht der Autoren der vorliegenden Studie die besten Näherungswerte für Anwendung in landesweiten Studien dar.

Die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten Angaben von Stickstoff- bzw. Nitrateintragsfrachten aus urbanen Quellen in das Grundwasser sind in Tabelle 2 zusammengefasst. Eine detaillierte Aufstellung der einzelnen Referenzen und Werte ist Anlage 1 zu entnehmen.

Tabelle 2: Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus urbanen Quellen [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.

Statistische Größe	Urban – gesamt ^a	Urban – Abwasserexfiltration ^b	Urban – sonstige Flächen ^c
Min.	1,3	0,2	1,1
Max.	50,0	87,0	83,0
Mittelwert	13,1	15,3	9,2
Median	7,0	3,5	5,0

a) Ascott et al., 2018; Bach, Häußermann, et al., 2020; Beier, 2008; Kliebsch et al., 1998; Lerner et al., 1999; Serhal et al., 2009; Uhlig et al., 2010

b) Ascott et al., 2018; Bach, Knoll, et al., 2020; Beier, 2008; M. Dohmann, 1995; Eiswirth, 1995; Gu et al., 2013; Härig, 1991; Merkel et al., 1988; Thoma, 2011; Van Drecht et al., 2009; Wakida & Lerner, 2005

c) Bach, Knoll, et al., 2020; Bachmann et al., 1995; Behrendt et al., 2002; Kliebsch et al., 1998; Venohr et al., 2011; Wakida & Lerner, 2006

3.2.3 Quellen aus Wald und naturnaher Vegetation

Für die Landnutzungen Wald und natürliche Vegetation werden in bisherigen Studien meist konstante Werte für die NitratAuswaschung angesetzt (Bach et al., 2020a). Eine Literaturlauswertung von Beisecker et al. (2012) bzw. die daraus resultierende Veröffentlichung (DWA, 2020) zeigt die hohe Variabilität der NitratAuswaschung aus Waldböden, die sehr stark von den jeweiligen Standortbedingungen abhängt. Bach et al. (2020a) verwenden für den Nitrateintrag aus Wald als Näherungswert 5 kg N/(ha x a). Dieser Wert erscheint aus Sicht der Autoren

und gemäß der Literaturlauswertung unverändert als eine plausible Größe für die landesweite Bewertung der Einflussfaktoren in Hessen. Eine Studie von Kiese et al. (2011) hat im Mittel für Deutschland mit 5,5 kg N/(ha x a) einen Wert in ähnlicher Größenordnung ergeben. Als Ergebnis der Literaturlauswertung geht ein identischer Medianwert für den Nitrataustrag aus Waldflächen allgemein (Mischwald) von 5,5 kg N/(ha x a) hervor. In Anbetracht größerer Ausreißer (wie z.B. 39,1 kg N/(ha x a) für einen norwegischen Buchenwald n. Christiansen et al., 2006) ist aus statistischen Überlegungen die Verwendung des Medians als Schätzwert dem arithmetischen Mittel vorzuziehen.

Die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten Angaben von Stickstoff- bzw. Nitrateintragsfrachten aus Waldgebieten, unterteilt in Mischwald, Nadelwald und Laubwald, in das Grundwasser wurden ausgewertet und sind in Tabelle 3 zusammengefasst. Eine detaillierte Aufstellung der einzelnen Referenzen und Werte ist Anlage 1 zu entnehmen.

Tabelle 3: Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus Waldgebieten [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.

Statistische Größe	Mischwald ^a	Nadelwald ^b	Laubwald ^b
Min.	0,5	0,5	1,2
Max.	39,1	26,4	39,1
Mittelwert	6,7	8,5	9,6
Median	5,5	5,9	5,0

- a) Bach, Häußermann, et al., 2020; Bach, Knoll, et al., 2020; Block, 1995; Borken & Matzner, 2004; Callesen et al., 1999; Christiansen et al., 2006; De Vries et al., 2010; Dise et al., 2009; DWA, 2020; Groffman et al., 2009; Heldstab et al., 2010; Horvath et al., 2005, 2009, 2011; Kiese et al., 2011; Lischeid et al., 2004; MacDonald et al., 2002; Mellert et al., 2005; Prasuhn, 2016; Steegmüller, 2017; van der Salm et al., 2007.
- b) Bach, Häußermann, et al., 2020; Borken & Matzner, 2004; Christiansen et al., 2006; De Vries et al., 2010; DWA, 2020.

Für die Nitratauswaschung aus Flächen mit natürlicher Vegetation (außer Wald) existieren nach Stand der Kenntnis der Autoren für deutsche Verhältnisse nur sehr wenige Studien. Dies wird auch von Beisecker et al. (2012) zumindest für Dauerbrachen und Sukzessionsflächen bestätigt. Die Literaturlauswertung hat auch im Bereich der naturnahen Vegetation (Dauergrünland bzw. Dauerbrachen und semi-natürliche Vegetation) eine relativ große Variabilität der Nitratauswaschung in Abhängigkeit der Standortbedingungen, Alter oder Diversität ergeben (Groffman et al., 2009; Meißner et al., 1999; Necpálová et al., 2013; Scherer-Lorenzen et al., 2003). Die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten Angaben von Stickstoffeintragsfrachten aus naturnaher Vegetation (allgemein) bzw. für Dauergrünland und Dauerbrachen in das Grundwasser wurden ausgewertet und sind in Tabelle 4 zusammengefasst.

Für naturnahe Feuchtgebiete konnten Beisecker et al. (2012) bzw. DWA (2020) auf umfangreichere Literatur zurückgreifen und Nitratausträge statistisch auswerten. Die Ergebnisse wurden von den Autoren hier übernommen und sind ebenfalls in Tabelle 4 aufgeführt. Beisecker et al. (2012) führten auch separate Werte für Nitratausträge aus Hoch- und Niedermoore auf. Aufgrund der geringen Vorkommen in Hessen wurden hier lediglich die Werte für Feuchtgebiete allgemein herangezogen. Die Werte für Hoch- und Niedermoore sind zusammen mit einer detaillierten Aufstellung der einzelnen Referenzen und Werte der Anlage 1 zu entnehmen.

Wasserflächen spielen in Hessen auch eine untergeordnete Rolle. In Schaap et al. (2018) bzw. Bach et al. (2020a) werden mittlere spezifische Depositionsraten für reaktiven Stickstoff angegeben. Näherungsweise kann demnach für den Eintrag von Gewässerflächen 3,6 kg N/ (ha x a) angenommen werden.

Tabelle 4: Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser aus naturnaher Vegetation [in kg N/(ha x a)] nach verschiedenen Literaturangaben.

Statistische Größe	Natürlich Vegetation allgemein ^a	Dauergrünland/-Brachen ^a	Feuchtgebiete ^b
Min.	0,7	0,7	0,4
Max.	25,0	25,0	4,1
Mittelwert	6,8	7,1	1,9
Median	4,6	4,6	1,1

a) Bach, Häußermann, et al., 2020; Beisecker et al., 2012; Bobbink et al., 1998; DWA, 2020; Groffman et al., 2009; Meißner, 1993; Meißner et al., 1999; Necpálová et al., 2013; Scherer-Lorenzen et al., 2003.

b) Beisecker et al., 2012; DWA, 2020.

3.3 Punktquellen

Neben den zuvor beschriebenen diffusen Eintragsquellen können auch punktuelle Einträge zu einer Belastung des Grundwassers mit Nitrat führen. Von Wakida und Lerner (2005) werden z.B. Abwassergruben sowie Deponien und Altlasten aufgeführt mit teilweise sehr hohen Werten für Stickstofffrachten aus Deponien mit bis zu 5.700 kg N/(ha x a). Nach Gu et al. (2013) stellt die Nitratauswaschung aus Deponien die Quelle mit den am schnellsten steigenden Nitratreinträgen in das Grundwasser in China dar und bildete bereits 2008 neben der Landwirtschaft die zweitgrößte Eintragsquelle. Allerdings entsprechen Deponien gerade in Entwicklungs- und Schwellenländern oft nicht dem Stand der Technik, sie sind häufig nur als offene Halden ausgebildet und führen somit zu einer erheblichen Verschlechterung der Grundwasser- bzw. Trinkwasserqualität durch die Auswaschung von Nitrat und zahlreichen weiteren Schadstoffen (Mishra et al., 2019; Mor et al., 2006; Wakida & Lerner, 2005). In Deutschland verfügen die modernen und teilweise auch die älteren Deponien jedoch über Abdichtungssysteme wie

Oberflächen- und Basisabdichtungen mit Sickerwassersammel- und aufbereitungssystemen. Zudem unterliegen sämtliche Deponien der Eigenkontrollverordnung, wodurch eine Überwachung des Grundwassers gewährleistet ist.

Stickstoffausträge aus Deponiekörpern erfolgen aufgrund der im Regelfall anaeroben Bedingungen überwiegend in Form von Ammonium vor (Mikac et al., 1998; Murray et al., 1981; Wakida & Lerner, 2005). Bjerg et al. (1995) untersuchten die Redox-Bedingungen im Bereich eines Deponiekörpers und stellten eine Redox-Zonierung mit scharf ausgeprägten Nitrat-reduzierenden Bereichen fest. Dies führt dazu, dass in der Nähe des Deponiekörpers im Untergrund kein Nitrat nachgewiesen werden konnte. Dies bestätigt auch eine Untersuchung in Niedersachsen, in der an 16 von 18 untersuchten Deponien keine wesentliche Konzentrationsänderung bzw. sogar ein Rückgang des Nitratgehaltes im Abstrom festgestellt werden konnte (Gerdes, 2004). Lediglich an zwei Deponien wurde eine deutliche Erhöhung der mittleren Nitratkonzentration im Abstrom beobachtet, die jedoch auch auf den Einfluss landwirtschaftlicher Nutzung zurückzuführen sein könnte (Gerdes, 2004). Durch die Ermittlung von Kontaminationsfaktoren (Quotient aus Abstrom- und Anstrom-Konzentrationen) lassen sich die Emissionen aus Deponiekörpern beurteilen. Nach dieser Vorgehensweise ermittelte Gerdes (2004) für Siedlungsabfall- und Bohrschlammdeponien Kontaminationsfaktoren < 1 und demnach einen Konzentrationsrückgang. Nur für drei Bauschuttdeponien wurde ein Kontaminationsfaktor von 2,9 ermittelt.

Auch im Fall von Abwassergruben geben Wakida und Lerner (2005) mit bis zu $100 \text{ kg N}/(\text{ha} \times \text{a})$ relativ hohe Einträge in das Grundwasser an. In vielen Schwellen- und Entwicklungsländern stellt diese Art der Abwasserentsorgung den größten Anteil insbesondere in ländlichen Gegenden dar (Bouderbala, 2019; Takal & Quaye-Ballard, 2018; Withers et al., 2014). Auch in den Vereinigten Staaten stellen Abwassergruben insbesondere im ländlichen Raum und in Stadtrandlagen sogar schätzungsweise insgesamt rund ein Drittel der gesamten Abwasserentsorgung dar (Harman et al., 1996). In Deutschland sind abflusslose Abwassergruben jedoch nur noch selten anzutreffen und tendenziell auch nur in ländlichen Regionen vorhanden. Eine deutschlandweite Auswertung von Venohr & Nguyen (2020) hat gezeigt, dass lediglich 0,6 % der Bevölkerung an abflusslose Gruben angeschlossen sind. Eine eigene Auswertung der Daten des statistischen Landesamtes Hessen zur Abwasserentsorgung in Hessen ergibt für das Bundesland Hessen mit nur 0,2 % sogar noch einen geringen Anteil.

Nach dem Ansatz von Venohr & Nguyen (2020) wird zur Berechnung der Einträge über abflusslose Gruben bzw. Kleinkläranlagen vereinfacht das Produkt aus der angeschlossenen Einwohnerzahl, einer personenspezifischen Stickstofffracht und einem Retentionsfaktor herangezogen. Bei diesem Ansatz wird angenommen, dass nur in Lockergesteinsbereichen Kleinkläranlagen über die Boden-Grundwasserpassage entwässern. Die Anzahl der an eine Kleinkläranlage angeschlossenen Einwohner wird mit dem Anteil der Lockergesteinsbereiche an der Landesfläche multipliziert; für den personenspezifischen Stickstoffeintrag werden 11 g

$N/(EW \times d)$ angesetzt (Lindtner & Zessner, 2003; DWA-A 226); als Retentionsfaktor wird 0,5 (50 %) verwendet (nach Venohr & Nguyen, 2020; Straub, 2008; Stich & Milke, 2017).

3.4 Interaktion Grundwasser - Oberflächengewässer

Nitrateinträge erfolgen auch in die Oberflächengewässer aus verschiedenen Quellen, so z.B. aus der Landwirtschaft als diffuse Quellen über den Oberflächenabfluss oder Dränagen. Auch aus dem urbanen Bereich erfolgen Nitrateinträge z.B. über punktuelle Einträge über Kläranlagenabläufe oder Misch- und Regenwasserentlastungsanlagen. Im Jahr 2000 trat die EG-Wasser-Rahmenrichtlinie (WRRL) mit dem Ziel des Erreichens bzw. dem Schutz des guten ökologischen und chemischen Zustands der Gewässersysteme in Kraft. Zur Umsetzung der WRRL werden Bewirtschaftungs- und Maßnahmenpläne erstellt. In Bezug auf die unterschiedlichen Belastungsschwerpunkte der Oberflächengewässer lagen im letzten WRRL-Bewirtschaftungszyklus (2016 bis 2021) in Deutschland 27,8 % der geplanten Maßnahmen im Bereich diffuser Quellen aus der Landwirtschaft, im Bereich der punktuellen Quellen lagen 9,5 % der Maßnahmen im Bereich Kommunen/Haushalte und 8,5 % im Bereich Misch- /Niederschlagswasser (BMUB/UBA, 2016).

Die Nährstoffeinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland werden u. a. mit dem Bilanzierungsmodell MoRE (Modelling of Regionalized Emissions) berechnet (Fuchs et al., 2017; UBA, 2017). Danach lagen die Stickstoffeinträge in die Oberflächengewässer in Deutschland im Berichtszeitraum 2006 bis 2011 bei 520.000 t N/a. Rund die Hälfte der Einträge erfolgt über das Grundwasser (54 %), 14 % über Dränagen, 8 % über Oberflächenabfluss und Erosion, 23 % über kommunale Kläranlagen, Kanalisationssysteme bzw. Misch- und Regenwasserentlastung und industrielle Direkteinleiter sowie 2 % aus atmosphärischer Deposition (Fuchs et al., 2017). Mit insgesamt 75 % der Einträge dominieren die Stickstoffeinträge aus der Landwirtschaft, der verbleibende Teil geht demnach überwiegend auf Einträge aus dem urbanen Bereich zurück (UBA, 2017).

Aus vielen Studien ist bekannt, dass ein Austausch zwischen Wasser aus den Oberflächengewässern und dem Grundwasser im Bereich der hyporheischen Zone stattfindet (Dahl et al., 2007; Krause et al., 2009; Pinay et al., 2000; Sophocleous, 2002; Triska et al., 1989; Wroblicky et al., 1998). Krause et al. (2009) zeigen am Beispiel der Havel, dass die Interaktion zwischen Oberflächengewässer und Grundwasser sowohl zeitlich als auch räumlich stark variieren kann und die Wasserbilanz im Uferbereich der Flussaue maßgeblich beeinflusst. Dieser Wasseraustausch zwischen Grund- und Oberflächengewässer kann sich auch auf die Nitratfrachten auswirken. Somit kann die Uferzone je nach Betrachtungsweise sowohl als Senke als auch als Quelle von Nitrat fungieren. Am Beispiel der Havel konnten Krause et al. (2009) zeigen, dass der Anteil der Nitratfracht, der vom Grundwasser in das Oberflächengewässer transportiert wird, den Anteil der Nitratfracht, der umgekehrt in das Grundwasser gelangt, deutlich überschreitet. Im Hinblick auf Nitrateintragsquellen in das Grundwasser stellen Oberflächengewässer zumindest über längere Zeiträume gesehen demnach eine Senke dar. Hinzu kommt, dass die Uferzonen über ein großes

Nitratreduktionspotential verfügen können, was sowohl die Einträge aus dem Grundwasser in die Oberflächengewässer verringern kann als auch umgekehrt (Hill et al., 2014). Krause et al. (2009) simulierten eine Nitratminderung im Bereich der Uferzone von rund 90 %. Dies unterstreicht die wichtige Rolle von Uferzonen im Hinblick auf die Puffer- und Filterwirkung gegenüber Stoffeinträgen wie Nitrat in die Gewässersysteme.

Die Interaktion zwischen Grund- und Oberflächengewässer hängt von vielen Faktoren wie z.B. Topografie, Geologie und Klima ab (Sophocleous, 2002). Eine hessenweite Abschätzung der Gewässerinteraktion bzw. der Nitrateinträge aus dem Oberflächengewässer in das Grundwasser erscheint aus Sicht der Autoren im Rahmen dieser Studie als unverhältnismäßig. Aus den zuvor genannten Studien wird deutlich, dass Uferzonen bzw. Flussauen tendenziell als Nitratsenken fungieren. Wenn überhaupt, dann erfolgen Nitrateinträge aus Oberflächengewässern in das Grundwasser nur temporär, über längere Zeiträume stellen Vorfluter aus Sicht des Grundwassers Nitratsenken dar. Eine räumlich ausgedehnte Interaktion zwischen Oberflächenwasser und Grundwasser ist großflächig nur für Bereiche im Hessischen Ried bekannt. Die Nitratkonzentrationen in den dortigen Oberflächengewässern liegen meist unter 20 mg/l Nitrat. Beim Passieren der hyporheischen Zone finden weitere Denitrifikationsprozesse statt, so dass die angetroffenen Nitratkonzentrationen wesentlich vermindert werden. Eine Nitratbelastung durch infiltrierendes Oberflächenwasser ist daher nicht zu besorgen. Aus den aufgeführten Gründen werden Oberflächengewässer im Rahmen dieser Studie nicht weiter als potenzielle Nitrateintragsquellen in das Grundwasser betrachtet.

4 BILANZIERUNG DER NITRATEINTRÄGE IN DAS GRUNDWASSER IN HESSEN AUS NICHT-AGRARBEDINGTEN QUELLEN

Die Bilanzierung der Nitratreinträge in Hessen erfolgte regionalisiert auf Basis des 1 km x 1 km Geogitters von Deutschland (BKG, 2021). Für jedes Rasterelement wurde der potenzielle Eintrag ins Grundwasser aus den Anteilen der verschiedenen Flächennutzungen und deren nutzungsspezifischen N-Einträgen gemittelt. Die Bilanzierung erfolgte für die nicht-agrarbedingten Nutzungen „Urban“ und „Wald und naturnahe Vegetation“, wobei für jede Flächennutzung unterschiedliche methodische Herangehensweisen angewendet wurden. (i) Für die Ermittlung der landwirtschaftlichen Nitratreinträge wurde der Stickstoff-Flächenbilanzüberschuss auf Landwirtschaftsflächen nach Häußermann et al. (2019) verwendet (s. Kapitel 2). (ii) Für die urbanen Flächen wurden für „versiegelte Flächen“ die potenziellen Nitratreinträge aus der Abwasserexfiltration in Anlehnung an Nguyen & Venohr (2021) bzw. Venohr & Nguyen (2020) ermittelt. Dies beinhaltet auch punktuelle Einträge aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Gruben. Für „nichtversiegelte Flächen“ wurden konstante Werte entsprechend der Ergebnisse aus der Literaturrecherche herangezogen. (iii) Für die Nutzung „Wald und naturnahe Vegetation“ wurden ebenfalls konstante Werte für die Nitratreinträge entsprechen der Ergebnisse aus der Literaturrecherche herangezogen. (iv) Hinsichtlich der Nitratreinträge von Deponiestandorten wurden Daten von 31 Deponien, die in Hessen der Eigenkontrollverordnung unterliegen, ausgewertet und daraus eine spezifische Stickstoffkonzentration im Abstrom von Deponien abgeleitet. Über die Deponieflächen und die Grundwasserneubildung wurde mit der deponiespezifischen Konzentration eine Stickstoffeintragsfracht berechnet. Die aufgeführten verschiedenen Nitratreinträge wurden, gewichtet mit den Flächen der jeweiligen Landnutzung, schließlich für jede Gitterzelle gemittelt.

4.1 Datengrundlage und -aufbereitung

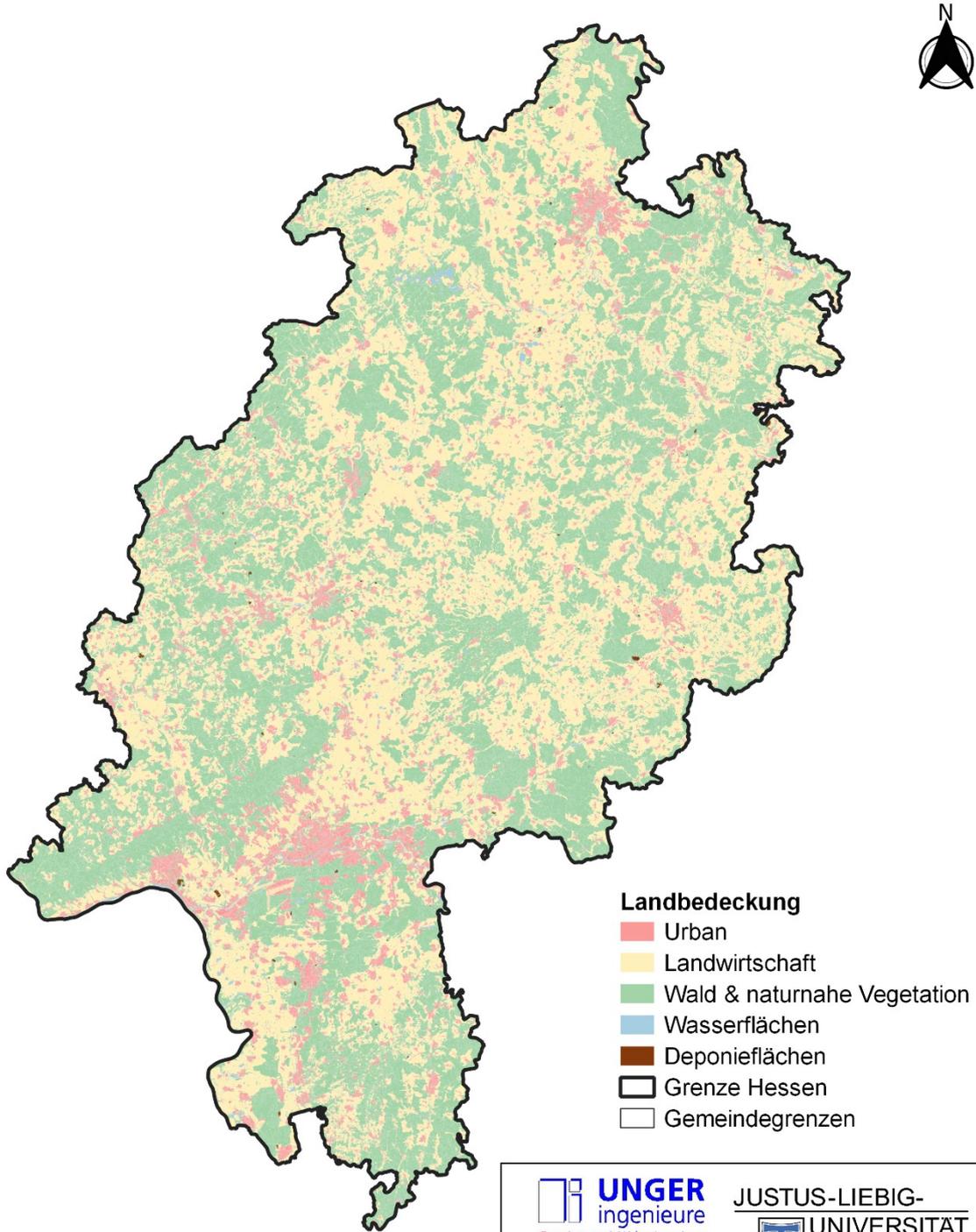
Für die Abbildung der Landbedeckung wurde das Landbedeckungsmodell für Deutschland (LBM-DE2015; BKG, 2018) genutzt. Das LBM-DE2015 unterscheidet 31 Landbedeckungsklassen (LB_AKT), die durch Bildinterpretation eindeutig zugewiesen wurden. Für die Bilanzierung der Eintragsquellen wurden die 31 Klassen in die drei Hauptnutzungen „Landwirtschaft“, „Urban“ und „Wald und naturnahe Vegetation“ zusammengefasst (Abbildung 3); der Vollständigkeit halber wurden auch Wasserflächen mit aufgeführt. Die Zuweisung der jeweiligen Landbedeckungsklassen ist der Tabelle 5 zu entnehmen. Zur Identifizierung der urbanen Flächen wurde zusätzlich die Landnutzungsklasse für „Wohnen“ herangezogen, da Mischflächen teilweise nach dem LBM-DE2015 nicht als urbane Landbedeckung klassifiziert werden. Über das Attribut „SIE_AKT_RE“ sind Informationen über den prozentualen Versiegelungsgrad verfügbar, aus dem die versiegelten und die nicht versiegelten urbanen Flächen in jeder Gitterzelle ermittelt wurden. Für die punktuelle Eintragsquelle aus Deponien wurde die Landnutzungsklasse (LN_AKT) „N132“ für Deponien bzw. Flächen, auf denen oberirdisch Abfallstoffe und Abraum gelagert werden, verwendet.

Sowohl die Daten zum Stickstoffflächenbilanzüberschuss als auch die Ermittlung der Stickstoffeinträge über die Abwasserexfiltration wurden zunächst aufgrund der Datenverfügbarkeit auf Gemeindegebietsebene (BKG, 2020) ermittelt. Anschließend wurden die Gemeindeflächen mit dem Landbedeckungsmodell bzw. dem 1 km x 1 km Geogitter verschnitten und die Einträge mit den nutzungsspezifischen Flächen verknüpft. Die Flächen der jeweiligen Landbedeckungsklassen wurden für die einzelnen Gitterzellen ermittelt.

In Anhang 2 sind die Parameter zusammengestellt, die für die Modellierung der Eintragsquellen verwendet wurden.

Tabelle 5: Zuordnung der Landbedeckungs-/Landnutzungsklassen des LBM-DE2015 (BKG, 2018) zu Landnutzungen für die Schätzung des Nitratreintrags in das Grundwassers in Hessen

Landnutzung (Hauptnutzungen)	LB-/LN-Klassen
Landwirtschaft	B211, B221, B222, B224, B231
Urban	B110, B121, B122, B242, N112
Wald und naturnahe Vegetation:	
Laubwald	B311
Nadelwald	B312
Mischwald	B313
Grünland und naturnahe Vegetation	B321, B233, B322, B324, B310, B330, B332, B334, B335
Feuchtgebiete	B411, B412, B413, B414
Wasserflächen	B423, B511, B512, B521, B522, B523
Punktquellen – Deponien	N132



- Landbedeckung**
- Urban
 - Landwirtschaft
 - Wald & naturnahe Vegetation
 - Wasserflächen
 - Deponieflächen
 - Grenze Hessen
 - Gemeindegrenzen

0 25 50 km

Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018; Quelle: (BKG, 2018)

UNGER ingenieure
Gemeinsam mit Weber-Ingenieure
Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ehr) ■
Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg

JUSTUS-LIEBIG-
UNIVERSITÄT
GIESSEN

Projekt:	Maßstab:
Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	1:1000000
Landbedeckung in Hessen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 03.03.2021

Abbildung 3: Landbedeckung in Hessen nach BKG (2018).

4.1.1 Abwasserexfiltration

Daten zur öffentlichen Kanalisation und Abwasserentsorgung wurden uns freundlicherweise vom Hessischen Statistischen Landesamt (HSL, 2020) für die Bearbeitung zur Verfügung gestellt. Diese beinhalten aufgeschlüsselt mit Regionalgliederung „Gemeinden“ Angaben zu:

- Gesamtkanalnetzlänge [km]
 - Mischwasserkanalisation
 - Trennwasserkanalisation
 - Schmutzwasserkanalisation
 - Regenwasserkanalisation
- Altersstruktur der Kanäle (untergliedert für Misch- und Trennsysteme) [km]
 - bis 1960
 - 1961 bis 1970
 - 1971 bis 1980
 - 1981 bis 1990
 - 1991 bis 2000
 - 2001 bis 2010
 - ab 2011
- Anschlussverhältnisse Einwohner [Anzahl] bzw. [%]
 - Kanalisation
 - Kleinkläranlage
 - Abflusslose Grube mit Entsorgung
 - Abflusslose Grube ohne Entsorgung.

Entsprechend des durchschnittlichen Alters des Kanalnetzes in Deutschland von rund 40 Jahren (Berger et al., 2020) wurde die Kanalisation in die zwei Kategorien „jung“ (bis 39 Jahre) und „alt“ (ab 40 Jahre) unterteilt. Diese Altersunterteilung erfolgte sowohl für Misch- als auch für die Trennsysteme.

Die Länge der privaten Kanalisation wird vom HSL nicht erfasst und muss abgeschätzt werden. Nach einer Erhebung der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall (DWA) entspricht die Länge der privaten Abwasserkanalisation ungefähr der doppelten Länge der öffentlichen Kanalisation (Berger et al., 2016). Nguyen & Venohr (2021) liefern einen Ansatz zur Ableitung der privaten Kanalnetzlänge in Abhängigkeit von der Bevölkerungsdichte, der für diese Studie übernommen wird:

$$L_{priv} = 3,29224 \cdot 187,86 \cdot \frac{EWZ^{-0,659}}{KFL} \quad [4-1]$$

L_{priv} = Länge der Abwasserkanalisation pro angeschlossener Einwohner [m/EW]

EWZ = Einwohner pro Gemeinde [Anz]

KFL = Gemeindefläche [km²]

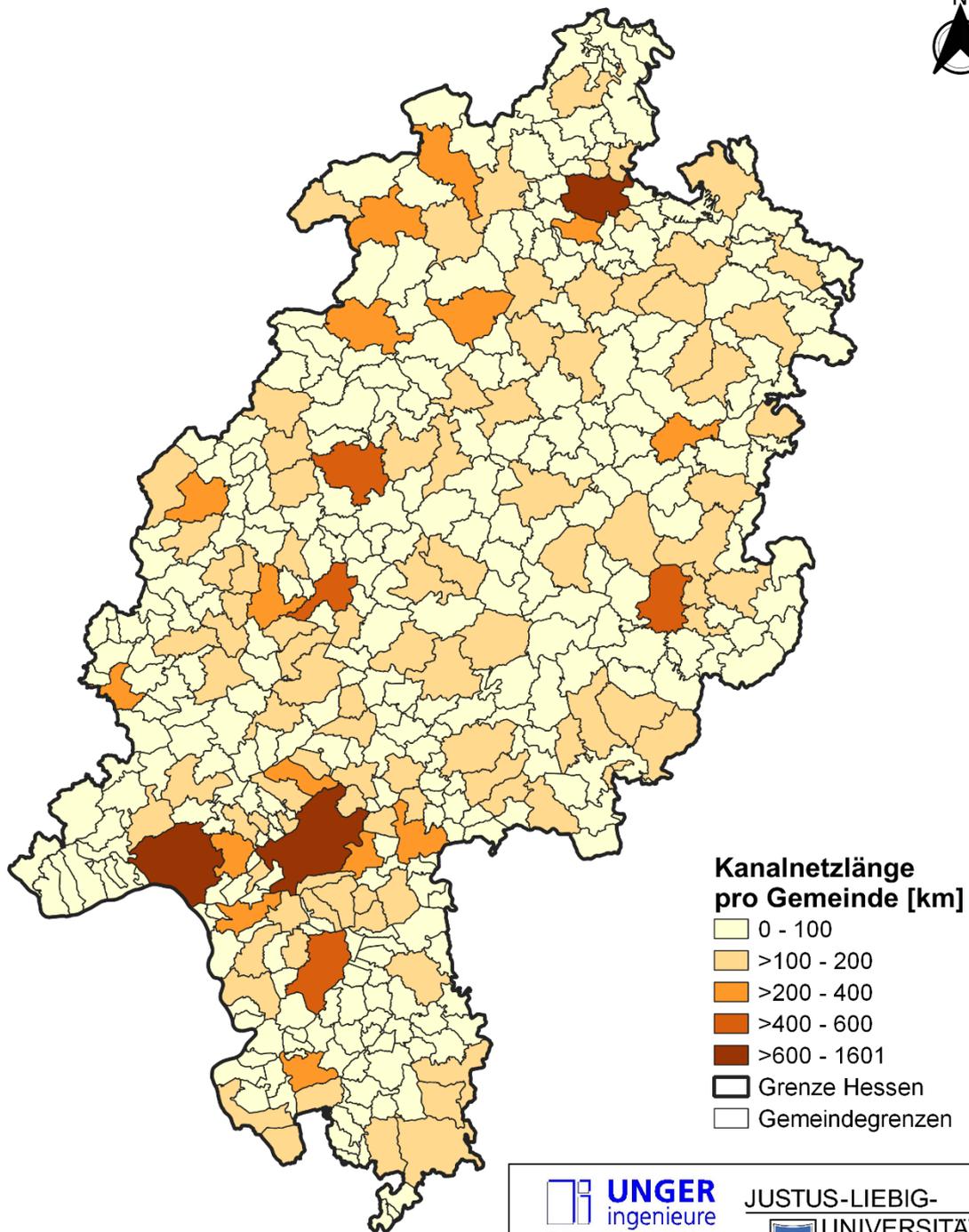
In der Tabelle 6 sind die ausgewerteten Kanallängen insgesamt für Hessen aufgeführt. Danach besteht mit rund 74 % ein Großteil des öffentlichen Kanalnetzes in Hessen aus Mischwasserkanalisation, die überwiegend älter als 40 Jahre ist. Die Länge der Trennsysteme für Schmutz- und Regenwasserkanalisation fällt deutlich geringer aus. Insgesamt beläuft sich die Länge des öffentlichen Kanalnetzes auf 39.675 km. Abbildung 4 zeigt die räumliche Verteilung der öffentlichen Kanalnetzlängen in Hessen auf Gemeindeebene. Die Länge der privaten Kanalisation ist mit 77.713 km ca. doppelt so lang wie die des gesamten öffentlichen Kanalnetzes was auch dem Ergebnis der Untersuchungen von Berger et al. (2016) entspricht.

Tabelle 6: Auswertung der Kanalnetzlängen in Hessen nach Hessischem Statistischem Landesamt (HSL, 2020)

Kanalisation	Länge gesamt [km]	Länge <40 Jahre [km]	Länge >40 Jahre [km]
Mischwasser	29.350	7.195	22.155
Schmutzwasser	4.622	1.508	3.114
Regenwasser	5.703	1.615	4.088
Öffentliche Kanalisation	39.675	10.318	29.357
Private Kanalisation	77.713	-	-

Zur Ermittlung der Abwasserfrachten aus Misch- und Regenwasserkanalisation aus Niederschlag wurden die mittleren Jahressummen (2010 – 2020) der Stationsmessungen der Niederschlagshöhen für Hessen ausgewertet (DWD, 2021). Den Gemeinden wurden jeweils die Stationsdaten der nächstgelegenen Messstation zugewiesen (s. Abbildung 5).

Im Zusammenhang mit der Berechnung der Einträge aus Kleinkläranlagen wurde der Lockergesteinsanteil auf Gemeindeebene ermittelt (s. Abbildung 6). Grundlage hierfür bildete das Attribut „Verfestigungsgrad“ (L_VF) aus der Hydrogeologischen Übersichtskarte (HÜK200) (BGR & SGD, 2016).



0 25 50 km

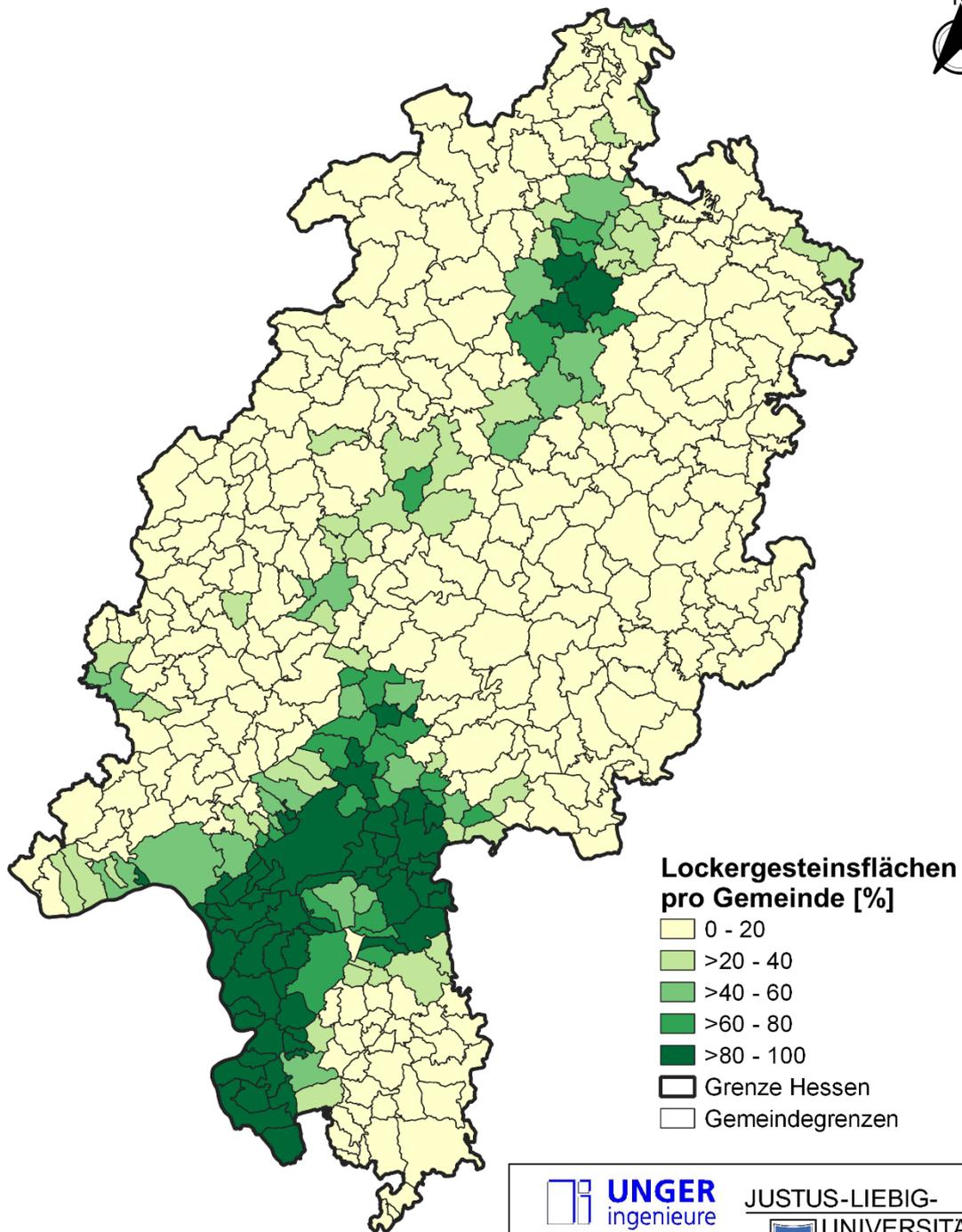


Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

<p>UNGER ingenieure <i>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</i></p> <p><small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ehrh.) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenbourg</small></p>	<p>JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN</p>
---	---

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:1000000
Kanalnetzverteilung in Hessen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 03.03.2021

Abbildung 4: Länge des öffentlichen Kanalisationsnetzes in den Gemeinden in Hessen.



 Gemeinsam mit Weber-Ingenieure <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Eifel) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg</small>	JUSTUS-LIEBIG-
--	--------------------

0 25 50 km



Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

Projekt:	Maßstab:
Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	1:1000000
Anteil Lockergesteinsflächen in Hessen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 03.03.2021

Abbildung 6: Anteil Lockergesteinsgebiete in den Gemeinden in Hessen.

4.1.2 Deponiestandorte

Vom Hessischen Landesamt für Naturschutz, Umwelt und Geologie (HLNUG) wurden freundlicherweise Daten der 31 Deponiestandorten in Hessen zur Verfügung gestellt, die der Eigenkontrollverordnung unterliegen (Standorte s. Abbildung 7). Übermittelt wurden die Daten zur mittlere Nitratkonzentration im Zeitraum 2014 bis 2019 für 173 Abstrom- und 67 Anstrom-Messstellen. Für 21 Deponien konnte daraus die Änderung der Nitratkonzentration im Abstrom des Deponiekörpers gegenüber dem Zustrom untersucht werden. Bei Vorliegen mehrerer An- und Abstrom-Messstellen wurden jeweils die mittlere Nitratkonzentration sowie Minimal- und Maximalwert ermittelt. Aus der Differenz zwischen Abstrom- und Anstrom-Konzentration lässt sich feststellen, ob eine Zu- oder Abnahme der Konzentrationen bzw. ein Eintrag oder ein Abbau von Nitrat unterhalb des Deponiekörpers stattfindet. Analog der Vorgehensweise von Gerdes (2004) wurde der Kontaminationsfaktors (KF) zur Beschreibung der Beschaffenheitsänderung des Grundwassers durch die Bildung des Quotienten aus Abstrom- und Anstrom-Konzentration ermittelt. Die Deponien wurden durch ihre Lageangabe mit den entsprechenden hydrogeologischen Teilräumen (BGR & SGD, 2015) verknüpft. Da sich in einzelnen Teilräumen jedoch teilweise nur eine Deponie befindet bzw. sich kein eindeutiger Trend abzeichnet, werden für die hessenweite Modellierung ein Durchschnittswert für alle 31 Deponien verwendet.

Die Anstrom-Konzentration lag im arithmetischen Mittel aller Deponien bei 23,9 mg NO₃/l, die Abstrom-Konzentration bei nur 9,9 mg NO₃/l. Für 12 Deponien wurde ein Abbau (KF < 1), für 6 Deponien eine Zunahme (KF > 1) und für 3 Deponien keine Veränderung (KF ≈ 1) ermittelt. Im Mittel aller ausgewerteten Deponien ist somit mit einer Verminderung der Nitratkonzentration im Grundwasser unterhalb eines Deponiekörper zu rechnen. Für die Berechnung der Einträge in das Grundwasser in Hessen wäre für Deponien daher ein negativer Wert anzusetzen. Um die Bewertung in Bezug auf Deponien konservativ zu halten, wurde für den Nitrateintrag aus Deponien in Tabelle 7 der Wert Null angenommen.

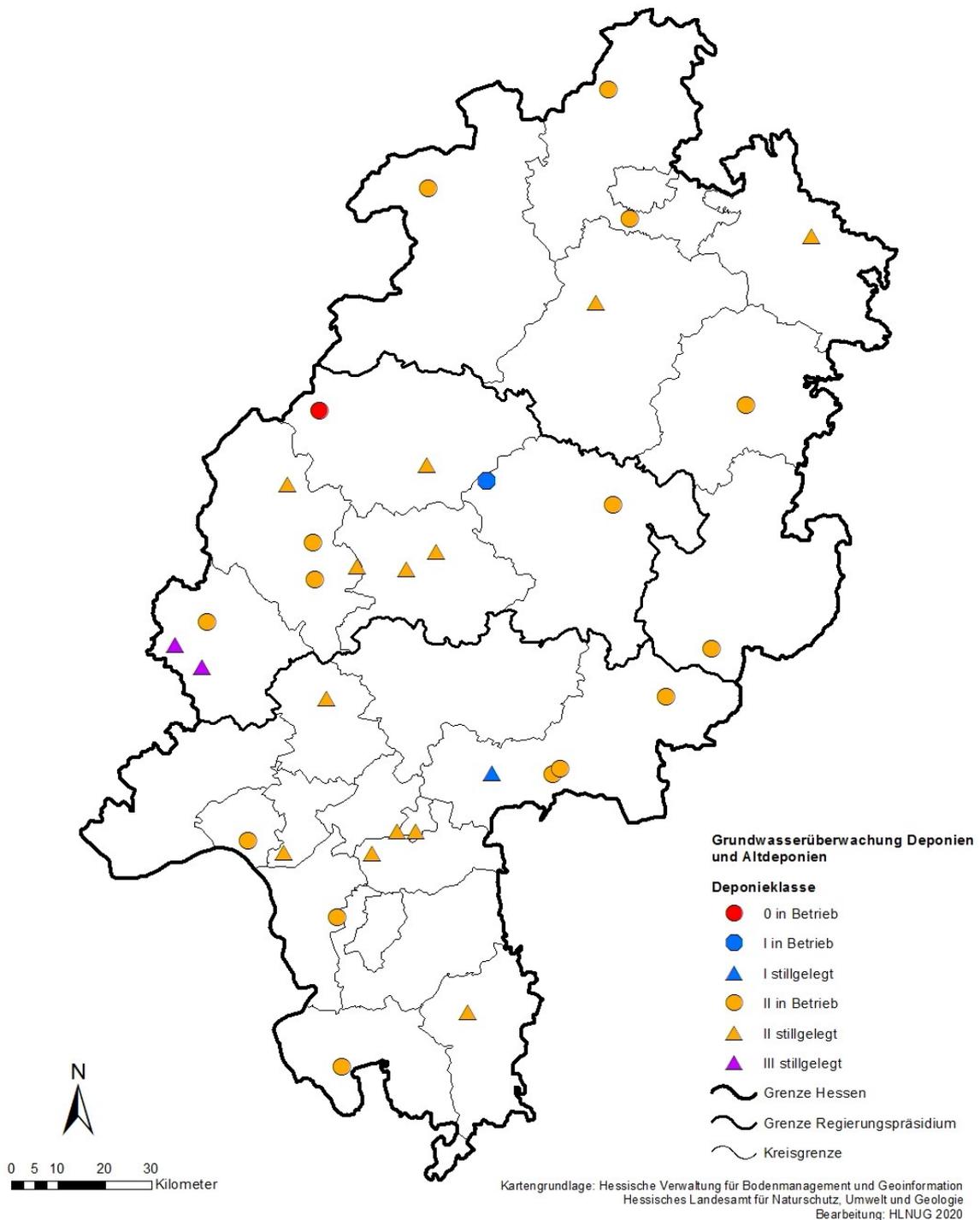
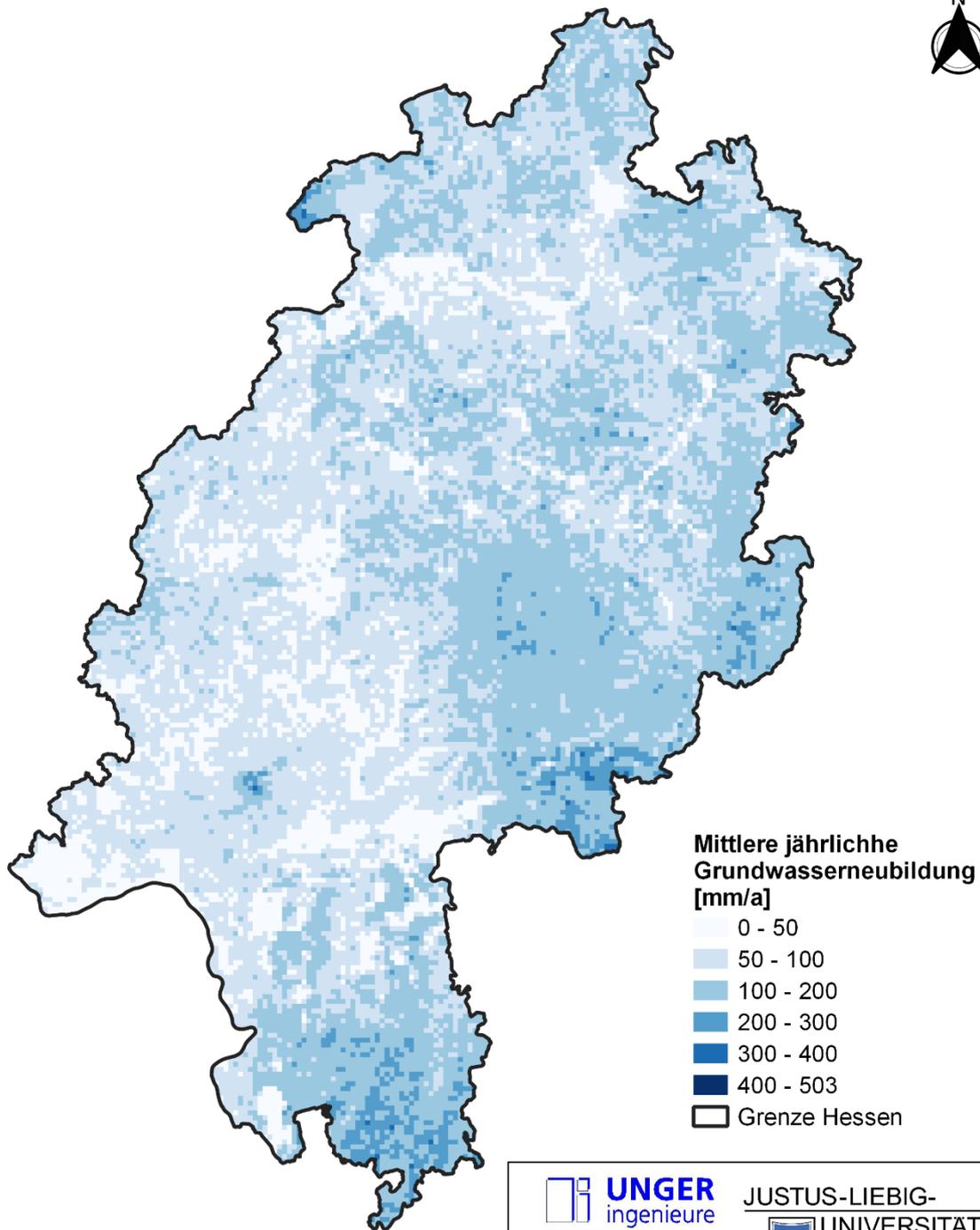


Abbildung 7: Deponiestandorte mit Grundwasserüberwachung in Hessen (Quelle: HLUNG).



Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018; Quelle: HLNUG

 Gemeinsam mit Weber-Ingenieure <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ehrh.) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenbourg</small>	JUSTUS-LIEBIG-
---	--------------------

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:1000000
Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (1981 bis 2018) in Hessen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 08.03.2021

Abbildung 8: Mittlere jährliche Grundwasserneubildung (1981 bis 2018) (Quelle: HLNUG).

4.2 Berechnung der Nitratreinträge aus urbanen Quellen

4.2.1 Nitratreinträge aus Abwasserexfiltration und versiegelten Flächen

Die Berechnung der Stickstoffeinträge von versiegelten Flächen bzw. aus Abwasserexfiltration erfolgte in Anlehnung an den Ansatz von Nguyen & Venohr (2021) und unter Verwendung der in dieser Studie ermittelten Abwasserexfiltrationsraten. Abbildung 9 zeigt die verschiedene Nitratreintragspfade im Bereich des öffentlichen und privaten Abwasserkanalnetzes.

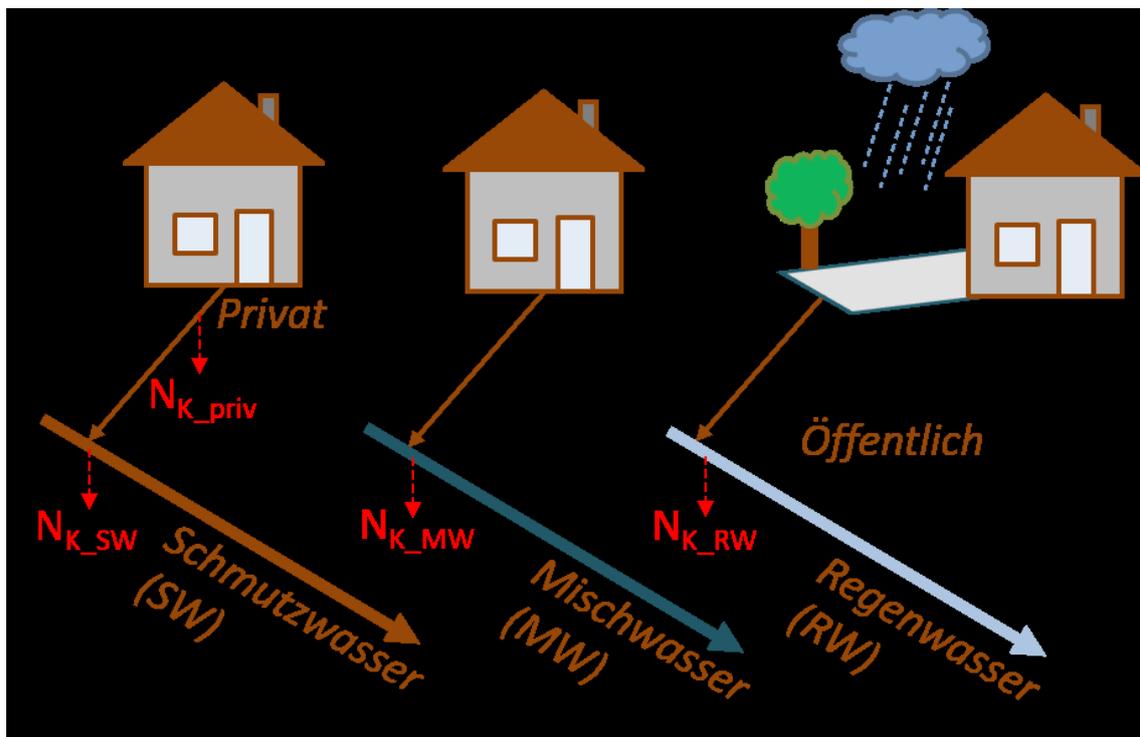


Abbildung 9: Schematische Darstellung der Eintragswege aus Abwasserexfiltration.

$N_{K_{(MW,SW,RW,priv)}}$ = Nitratreinträge aus Abwasserexfiltration aus öffentlicher Mischwasser-, Schmutzwasser-, Regenwasserkanalisation und privater Kanalisation

Zur Ermittlung der Nitratreinträge aus urbanen Quellen wurden zunächst die Einträge aus Abwasserexfiltration bzw. von versiegelten Flächen berechnet. Hierzu wurden im ersten Schritt die jeweiligen Abwasserexfiltrationsmengen, entsprechend der aus Nguyen & Venohr (2021) übernommenen Exfiltrationskoeffizienten, nach den folgenden Gleichungen ermittelt:

$$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_neu} = (K_{ges_ (MW,SW,RW)_km} - K_{alt_ (MW,SW,RW)_km}) \cdot EXR_{o_neu} \cdot 31.536 \quad [4-2]$$

$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_neu}$ = Exfiltrationsmenge öffentliche Kanalisation < 40 Jahre [m³/a]

$K_{ges_ (MW,SW,RW)_km}$ = Länge öffentliche Abwasserkanalisation [km]

$K_{alt_ (MW,SW,RW)_km}$ = Länge öffentliche Abwasserkanalisation > 40 Jahre [km]

MW = Mischwasser

SW = Schmutzwasser

RW = Regenwasser

EXR_{o_neu} = Exfiltrationskoeffizient öffentliche Abwasserkanalisation < 40 Jahre [l/(s x km)]

$$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_alt} = K_{alt_ (SW,MW,RW)_km} \cdot EXR_{o_alt} \cdot 31.536 \quad [4-3]$$

$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_alt}$ = Exfiltrationsmenge öffentliche Kanalisation < 40 Jahre [m³/a]

EXR_{o_alt} = Exfiltrationskoeffizient öffentliche Abwasserkanalisation > 40 Jahre [l/(s x km)]

$$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)} = Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_neu} + Q_{Exf_K(MW,SW,RW)_alt} \quad [4-4]$$

$Q_{Exf_K(MW,SW,RW)}$ = Exfiltrationsmenge öffentliche Kanalisation gesamt [m³]

$$Q_{Exf_K_priv} = K_{priv_km} \cdot EXR_p \cdot 31.536 \quad [4-5]$$

$Q_{Exf_K_priv}$ = Exfiltrationsmenge private Kanalisation [m³/a]

EXR_p = Exfiltrationskoeffizient private Abwasserkanalisation > 40 Jahre [l/(s x km)]

Anhand des personenspezifischen Stickstoffeintrags (N_{pers}) und des personenspezifischen Wasserverbrauchs wurde eine spezifische Abwasserkonzentration (c_{spez}) berechnet zu:

$$c_{spez} = \frac{N_{pers}}{Q_{pers}} = \frac{11 \text{ g N}/(d \cdot EW)}{127 \text{ l}/(d \cdot EW)} = 0,085 \text{ kgN}/\text{m}^3 \quad [4-6]$$

c_{spez} = Spezifische Abwasserkonzentration [kg/m³]

N_{pers} = personenspezifischer Stickstoffeintrag

Q_{pers} = personenspezifischer Wasserverbrauch

Aus der spezifischen Abwasserkonzentration und den jeweiligen Exfiltrationsmengen ergeben sich nach der folgenden Gleichung die jeweiligen Stickstoffeintragsfrachten:

$$N_{K(MW',SW,priv)} = c_{spez} \cdot Q_{Exf_K(MW,SW,priv)} \quad [4-7]$$

$N_{K(MW',SW,priv)}$ = Stickstoffeintragsfracht in das Grundwasser aus Abwasserexfiltration [kg/a]

MW' = Mischwasserkanalisation ohne Niederschlagsabfluss

Zur Berechnung der Nitratreinträge von versiegelten Flächen in das Grundwasser wurden die Stickstofffrachten ermittelt, die über den Niederschlagsabfluss in die Regenwasser- bzw. Mischwasserkanalisation und über die Abwasserexfiltration in das Grundwasser gelangen. Die Abflüsse von versiegelten Flächen wurden über den Abflussbeiwert nach Heaney et al. (1976) sowie den Jahresniederschlag und die versiegelte Fläche nach folgenden Gleichungen berechnet:

$$Q_{urb_ratio} = 0,15 + 0,75 \frac{A_{urb_ver}}{A_{urb}} \quad [4-8]$$

Q_{urb_ratio} = Abflussbeiwert [-]

A_{urb} = Urbane Fläche [km²]

A_{urb_ver} = Urbane Fläche, versiegelt [m²]

$$Q_{NS} = \frac{Q_{urb_ratio} \cdot NS_{mm} \cdot A_{urb_ver}}{1000} \quad [4-9]$$

Q_{NS} = Abfluss von versiegelten Flächen aus Niederschlag [m³/a]

NS_{mm} = Jahresniederschlag [mm/a]

Aus dem Abfluss von versiegelten Flächen durch Niederschlag (Q_{NS}) und dem flächenspezifischen Stickstoffeintrag aus Laubfall und tierischen Exkrementen von 4,0 kg N N/(ha x a) (Behrendt et al., 2002; Venohr et al., 2011) wurde eine Niederschlagskonzentration berechnet:

$$c_{NS} = \frac{4,0 \cdot A_{urb_ver} \cdot 0,0001}{Q_{NS}} \quad [4-10]$$

c_{NS} = Stickstoffkonzentration im Niederschlagsabfluss [kg/m³]

Die Stickstoffeintragsfracht in das Grundwasser ergibt sich aus dem Produkt aus Abwasserexfiltration aus Regenwasser-/Mischwasserkanalisation und der Stickstoffkonzentration im Niederschlagsabfluss:

$$N_{K_ (MWns,RW)} = c_{NS} \cdot Q_{Exf_K_ (MW,RW)} \quad [4-11]$$

$$N_{K_ (MWns,RW)} = c_{NS} \cdot Q_{Exf_K_ (MW,RW)}$$

MW_{NS} = Mischwasserkanalisation Niederschlagsabfluss

N_{K_RW} = Stickstoffeintragsfracht aus Abwasserexfiltration aus der Regenwasserkanalisation [kg/a]

Die Stickstoffeintragsfracht aus Abwasserexfiltration aus der Mischwasserkanalisation insgesamt (N_{K_MW}) setzt sich aus der Menge in der Abwasserexfiltration ohne Niederschlagsabfluss sowie aus der Menge im Niederschlagsabfluss zusammen, die separat ermitteln werden.

4.2.2 Nitrateinträge aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben

Die Berechnung der Nitrateinträge aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben erfolgte (analog zu 4.2.1) in Anlehnung an den Ansatz von Venohr & Nguyen (2020). Abbildung 10 zeigt die Nitrateintragspfade aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben. Es wurde dabei angenommen, dass lediglich Kleinkläranlagen in Lockergesteinsgrundwasserleitern über die Boden-Grundwasserpassage versickern und es somit in diesen Bereichen zu einem Nitrateintrag in das Grundwasser kommen kann. Des Weiteren wurde eine Retentionsleistung von 50 % angenommen (Stich & Milke, 2017; Straub, 2008; Venohr & Nguyen, 2020). Demnach berechnen sich die Stickstoffeinträge aus Kleinkläranlagen bzw. abflusslosen Abwassergruben in das Grundwasser nach den folgenden Gleichungen:

$$N_{KKA} = (EW_{KKA} + EM_{AG_{mE}}) \cdot A_{lockerG} \cdot N_{pers} \cdot Ret_{KKA} \quad [4-12]$$

N_{KKA} = Stickstoffeintragsfracht aus Kleinkläranlagen [kg/a]

EW_{KKA} = Einwohner, angeschlossen an Kleinkläranlage

$EW_{AG_{mE}}$ = Einwohner, angeschlossen an abflusslose Abwassergrube mit Entsorgung

$A_{lockerG}$ = Anteil Lockergestein an der Gemeindefläche [-]

Ret_{KKA} = Retentionskoeffizient [-]

$$N_{AG} = EM_{AG_{oE}} \cdot N_{pers} \cdot Ret_{KKA} \quad [4-13]$$

N_{AG} = Stickstoffeintragsfracht aus abflusslosen Abwassergruben [kg]

$EW_{AG_{oE}}$ = Einwohner, angeschlossen an abflusslose Abwassergrube ohne Entsorgung

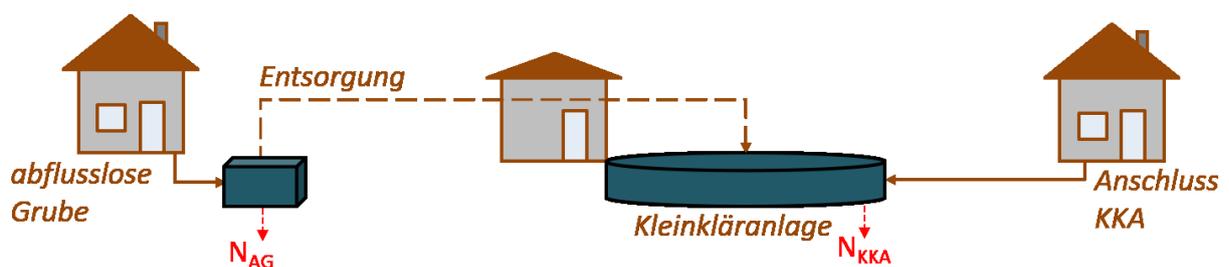


Abbildung 10: Schematische Darstellung der Eintragswege aus Kleinkläranlagen.

$N_{K(KKA,AG)}$ = Nitrateinträge aus Abwasserexfiltration aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben.

4.2.3 Gesamtnitrateintrag aus urbanen Quellen

Die Summe der Stickstoffeintragsfrachten aus Abwasserexfiltration und versiegelten Flächen wurde zunächst auf Gemeindeebene ermittelt und anschließend, entsprechend der urbanen Fläche innerhalb der jeweiligen Gemeinde, die spezifische Stickstofffracht bestimmt. Zur Ermittlung der gesamten urbanen Nitrateinträge müssen zusätzlich die Einträge von nicht versiegelten Flächen berücksichtigt werden. Dazu wurde Medianwert für urbane sonstige Flächen herangezogen (nach Literaturrecherche, s. Tabelle 2). Die Nitrateinträge in das Grundwasser aus urbanen Flächen pro 1 km x 1 km Gitterzelle wurden nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$N_{URB} = \frac{A_{URB} \cdot N_{spez_URB1} + (A_{URB} - A_{URB_{ver}}) \cdot N_{spez_URB2}}{10.000} \quad [4-14]$$

N_{URB} = Stickstoffeintragsfracht von urbanen Flächen [kg/a]

N_{spez} = spezifischer Stickstoffeintrag [kg N/(ha x a)]

$URB1$ = Abwasserexfiltration und versiegelte Flächen

$URB2$ = Nichtversiegelte Flächen

4.3 Berechnung der Nitrateinträge aus Wald und naturnaher Vegetation

4.3.1 Nitrateinträge von Waldflächen

Für die Berechnung der Nitrateinträge in das Grundwasser aus Waldflächen wurden die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten Medianwerte als spezifische Einträge herangezogen (s. Tabelle 3). Die Einträge in das Grundwasser wurden für die jeweiligen Waldflächen pro 1 km x 1 km Gitterzelle nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$N_{WL,WN,WM} = \frac{A_{WL,WN,WM} \cdot N_{spez}}{10.000} \quad [4-15]$$

$N_{WL,WN,WM}$ = Stickstoffeintragsfracht von Waldflächen [kg/a]

N_{spez} = spezifischer Stickstoffeintrag [kg N/(ha x a)]

$A_{WL,WN,WM}$ = Waldfläche [m²]

WL = Laubwald

WN = Nadelwald

WM = Mischwald

4.3.2 Nitrateinträge von Flächen mit naturnaher Vegetation (außer Wald)

Für die Berechnung der Nitrateinträge von Flächen mit naturnaher Vegetation wurden die im Rahmen der Literaturrecherche ermittelten Medianwerte als spezifische Einträge herangezogen

(s. Tabelle 4). Da sich die Werte für naturnahe Vegetation allgemein und für Dauergrünland bzw. Dauerbrache nicht unterscheiden, wurden diese beiden Kategorien zusammengefasst und mit einer einheitlichen spezifischen Stickstoffeintragsfracht belegt. Für Feuchtgebiete wurde der Wert für Feuchtgebiete allgemein (4,1 kg N/(ha x a)) herangezogen, für Wasserflächen die mittlere Depositionsrate (3,6 kg N/(ha x a)). Die Einträge in das Grundwasser wurden für die naturnahen Vegetationsflächen und analog für Wasserflächen pro 1 km x 1 km Gitterzelle und der ermittelten konstante spezifischen Stickstofffracht nach der folgenden Gleichung ermittelt:

$$N_{NV,FG,W} = \frac{A_{NV,FG,W} \cdot N_{spez}}{10.000} \quad [4-16]$$

$N_{NV,FG,W}$ = Stickstoffeintragsfracht von naturnahen Vegetationsflächen [kg]

$A_{NV,FG,W}$ = Naturnahe Vegetationsfläche [m²]

NV = Naturnahe Vegetation inkl. Dauergrünland/-brachen

FG = Feuchtgebiete

W = Wasserflächen

4.4 Nitrateinträge von Punktquellen (Deponien)

Gemäß der Auswertung in Kapitel 4.1.2 wurde für 6 von 21 Deponien ein Nitrateintrag aus dem Deponiekörper in das Grundwasser ermittelt (s. Anhang 3). Der mittlere Kontaminationsfaktor zeigte einen geringen Eintrag von Nitrat durch Deponien, die Differenz zwischen Ab- und Zustrom gemittelt über alle 21 Deponie ist jedoch negativ (s. Anlage 3). Für die Modellierung der hessenweiten Nitrateinträge wurde ein bewusst konservativer Ansatz gewählt: Für *alle* Deponien wird mit einer Zunahme der Nitratkonzentrationen von 7,8 mg NO₃/l gerechnet, was der Differenz zwischen Abstrom gegenüber dem Anstrom im Mittel der 6 Deponien entspricht. Dies entspricht somit einem „worst-case“-Szenario, da davon ausgegangen wird, dass von allen Deponiestandorten ein Nitrateintrag ausgeht, was nach der Auswertung in Kapitel 4.1.2 für 12 der 21 untersuchten Deponien in Hessen nicht zutrifft. Die Nitrateinträge von Deponien wurde somit mit der spezifischen Nitrateintragskonzentration und der Grundwasserneubildung nach der folgenden Gleichung berechnet:

$$N_{DEP} = \frac{A_{DEP} \cdot GWNB \cdot c_{DEP}}{4,43 \cdot 1000.000} \quad [4-17]$$

N_{DEP} = Stickstoffeintragsfracht von Deponieflächen [kg/a]

A_{DEP} = Deponieflächen [m²]

$GWNB$ = Grundwasserneubildung [mm/a]

c_{DEP} = Zunahme der Nitratkonzentration durch eine Deponie (7,77 mg NO₃/l)

4,43 = Umrechnungsfaktor Nitrat zu Nitrat-Stickstoff

4.5 Ergebnisse der Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus nicht-agrarbedingten Quellen

Die Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus nicht-agrarbedingten Quellen wurden auf Basis des 1 km x 1 km Geogitters ausgewertet und für die einzelnen Quellen bilanziert. In Tabelle 7 sind die Ergebnisse für die Haupteintragsquellen „Urban“ und „Wald und naturnahe Vegetation“ sowie deren Unterkategorien aufgeführt. Insgesamt beträgt der potenzielle Stickstoffeintrag aus urbanen Quellen in Hessen rund 1.893 t N/a. Die Exfiltration aus der Mischwasserkanalisation bildet dabei den größten Anteil der urbanen Nitrateinträge in das Grundwasser. Auch die private Abwasserkanalisation liefert einen wesentlichen Teil des gesamten durch Abwasserexfiltration in das Grundwasser eingetragenen Nitrats. Nach Krönlein et al. (2015) liegen allerdings 20 bis 25 % der öffentlichen Abwasserkanalisation im Grundwasser oder im Grundwasserschwankungsbereich (Kap. 3.2.2). Würde man einen Anteil von 20 % der Kanalisation, die keinen Eintrag von Stickstoff verursacht, in der Berechnung der Einträge in Hessen insgesamt annehmen, dann würde sich die Gesamtfracht aus undichten Kanälen von rund 1.220 t N pro Jahr um etwa 244 t reduzieren und der Anteil des N-Eintrags aus der Abwasserexfiltration würde entsprechend reduziert.

Schmutzwasser- und Regenwasserkanalisation spielen aufgrund der deutlich geringeren Kanal-längen in Hessen eher eine untergeordnete Rolle. Auch die Nitrateinträge aus Kleinkläranlagen und abflusslosen Abwassergruben stellen auf die Landesfläche Hessens bezogen eine nahezu vernachlässigbare Größe dar. Im Gegensatz dazu liefern auch nicht versiegelte Flächen als zweitgrößte urbane Eintragsquelle einen wesentlichen Anteil der urbanen Nitrateinträge. In Anhang 4 ist die räumliche Verteilung der Nitrateinträge aus urbanen Quellen für das 1 km x 1 km Geogitter von Hessen dargestellt.

Vergleichsweise höher fallen die Nitrateinträge für Wald und naturnaher Vegetation aus. Dies bedingt sich in erster Linie durch die deutlich höheren Flächenteile. Den wesentlichen Anteil der Nitrateinträge aus Wald- und naturnaher Vegetation bilden die Waldflächen, in erster Linie Laubwald, gefolgt von Nadelwald, die zusammen bereits 80 % der Einträge ausmachen. Die restlichen 20 % verteilen sich in etwa gleichermaßen auf Mischwald und allgemeine naturnahe Vegetation. Feuchtgebiete und Wasserflächen spielen eine untergeordnete Rolle. Insgesamt belaufen sich die Stickstofffrachten aus Wald und naturnaher Vegetation für Hessen rund 5.203 t N/a. In Anhang 4 ist die räumliche Verteilung der Nitrateinträge aus Wald und naturnaher Vegetation für das 1 km x 1 km Geogitter von Hessen dargestellt.

Deponien verursachen im Regelfall keine Nitrateinträge, sondern führen zu einer Abnahme der Nitratkonzentration im Zustrom und im Abstrom des Grundwassers unter dem Deponiekörper.

Tabelle 7: Potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser aus nicht-agrarbedingten Quellen in Hessen.

Eintragsquelle	Fläche [km²]	Stickstofffracht [t N/a]^a
Urban		
Mischwasserkanalisation		692
Schmutzwasserkanalisation		102
Regenwasserkanalisation		2
Private Kanalisation		425
Kleinkläranlagen		15
Abflusslose Gruben		5
Nicht versiegelte Flächen		652
Urban gesamt	1.985	1.893
Wald und naturnahe Vegetation		
Laubwald	4.945	2.472
Nadelwald	2.802	1.653
Mischwald	883	485
Naturnahe Vegetation	1.170	538
Feuchtgebiete	6	2
Wasserflächen	136	49
Gesamt	9.942	5.199
Deponien		
Deponieflächen	15	0 ^b
Eintrag insgesamt aus nicht-agrarbedingten Quellen	11.942	6.092

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitrateinträge (NO₃-N) bilanziert.

b) Im Mittel wird die Nitratfracht im Grundwasser unter Deponien vermindert.

5 VERGLEICH DER AGRAR- UND NICHT-AGRARBEDINGTEN NITRAT-EINTRÄGE IN DAS GRUNDWASSER IN HESSEN

5.1 Gesamtbetrachtung für Hessen

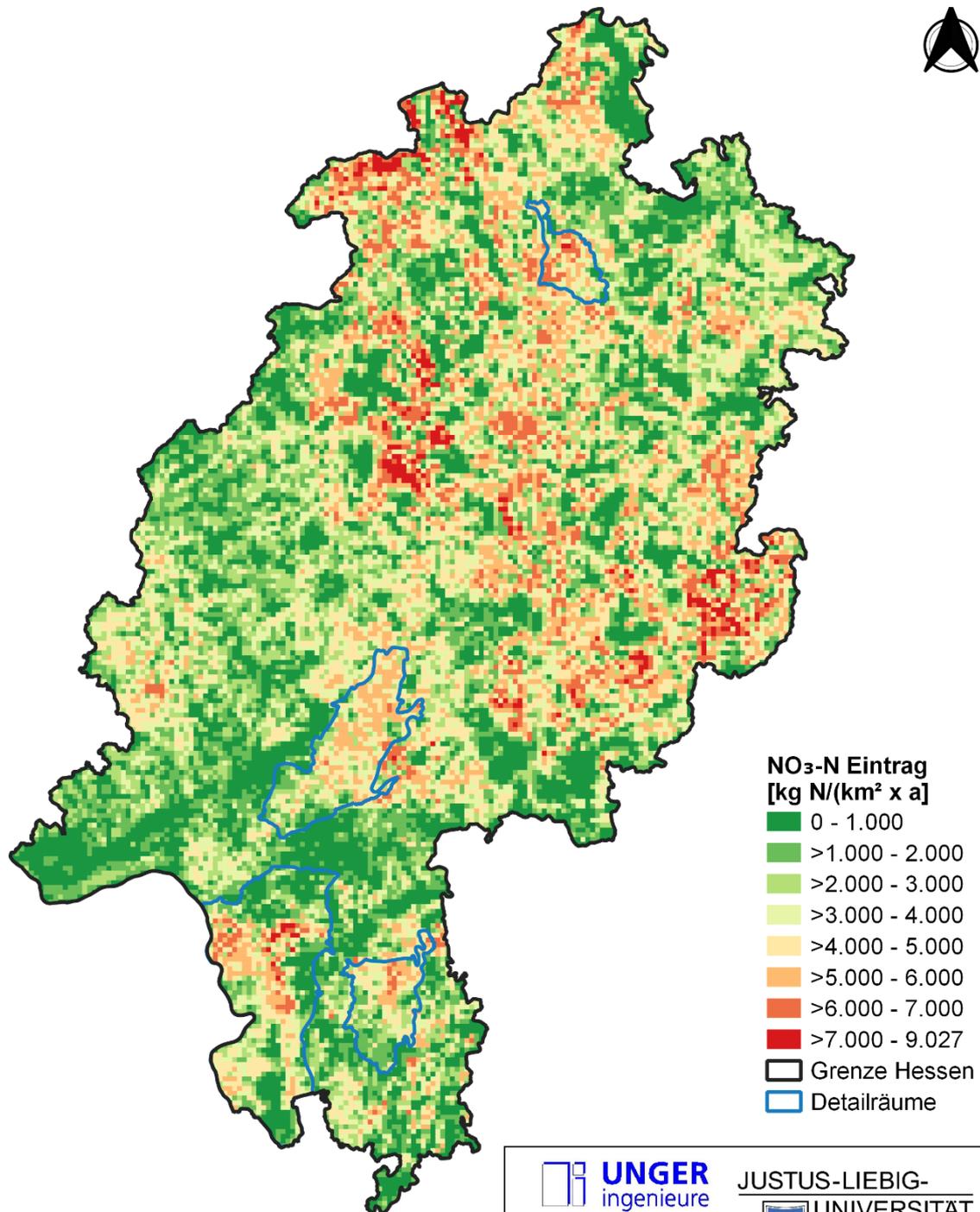
Die Gesamtbetrachtung für Hessen zeigt, dass die Landwirtschaft, die rund 43 % der Fläche Hessens einnimmt, mit 89 % die Haupteintragsquelle von Nitrat in das Grundwasser darstellt, lediglich 11 % entfallen auf nicht-agrarbedingte Einträge. In Tabelle 8 sind die agrarbedingten und die nicht-agrarbedingten Nitratreintragsquellen sowie deren Flächen zusammengestellt; in Abbildung 11 ist die räumliche Verteilung der potenziellen Nitratreinträge in das Grundwasser in der Summe aller Quellen auf Basis des 1 km x 1 km Geogitters dargestellt. Hier zeichnen sich sehr deutlich die landwirtschaftlich genutzten Regionen ab. Karten der räumlichen Verteilung der potenziellen Nitratreinträge separat für die Eintragsquellen Landwirtschaft, Urbane Gebiete sowie Wald und naturnahe Vegetation sind in den Abbildungen 16 bis 18 (im Anhang 4) dargestellt. Nach Abstimmung mit dem HMUKLV und dem HLNUG wurden die Nitratreinträge in das Grundwasser für vier Detailräume separat untersucht und bilanziert, die Gebietsabgrenzungen der Teilräume wurden freundlicherweise vom HLNUG zur Verfügung gestellt.

Tabelle 8: Potenzielle Nitratreinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen.

Eintragsquelle	Fläche		Stickstofffracht		
	[km ²]	[%]	[kg N/ (ha x a)]*	[t N/a] ^a	[%]
Agrarbedingte Quellen					
Landwirtschaftsflächen	9.160	43,4	59,8	54.793	88,5
Nicht-agrarbedingte Quellen					
Wald u. naturnahe Vegetation	9.940 ^b	47,1	5,2	5.200	8,4
Urban	1.985	9,5	9,5	1.893	3,1
Deponien	15	<0,1	0	0	0
Summe/Mittel nicht-agrarbedingt	11.940	56,6	5,8	7.093	11,4
Hessen insgesamt	21.102	100	29,3	61.885	100

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitratreinträge (NO₃-N) bilanziert.

b) Einschl. Gewässerflächen



0 25 50 km



Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

 UNGER ingenieure <i>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</i> <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Eifel) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg</small>	JUSTUS-LIEBIG- JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN
--	--

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:1000000
Gesamtnitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser in Hessen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 16.03.2021

Abbildung 11: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen).

5.2 Auswertungen für Teilräume

Für die Teilräume „Kurhessen“, „Wetterau“, „Hessisches Ried“ und „Reinheim“ wurden in Abstimmung mit dem HMUKLV und dem HLNUG die Nitrateintragsquellen in das Grundwasser separat ausgewertet und bilanziert. In den Tabelle 9 bis Tabelle 12 sind die Bilanzierung der Stickstofffrachten in den vier Teilräumen zusammengefasst. Die Abbildung 12 bis Abbildung 15 zeigen die räumliche Verteilung der Nitrateinträge in das Grundwasser in den jeweiligen Teilräumen. Die Lage der einzelnen Teilräume ist der

Abbildung 11 zu entnehmen (Detailräume, blaue Linien). Die Nitrateinträge in das Grundwasser im Hessischen Ried aus nicht-agrarbedingten Quellen liegt aufgrund eines höheren Anteils an urbanen Quellen etwas höher als in Hessen insgesamt. In den drei anderen Detailräumen liegen die Nitrateinträge aus landwirtschaftlichen Quellen mit über 90 % etwas über dem in der hessenweiten Bilanz ermittelten Anteil.

Tabelle 9: Potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Kurhessen“.

Kurhessen				
Eintragsquelle	Fläche		Stickstofffracht	
	[km²]	[%]	[t N/a]^a	[%]
Agrarbedingte Quellen				
Landwirtschaftsflächen	100	65	626	95
Nicht-agrarbedingte Quellen				
Wald & naturnahe Vegetation	37	24	18	3
Urban	16	10	12	2
Deponien	0	0	0	0
Summe nicht-agrarbedingt	53	35	32	5
Kurhessen insgesamt	153	100	658	100

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitrateinträge (NO₃-N) bilanziert.

Tabelle 10: Potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Wetterau“.

Wetterau				
Eintragsquelle	Fläche		Stickstofffracht	
	[km²]	[%]	[t N/a]^a	[%]
Agrarbedingte Quellen				
Landwirtschaftsflächen	336	62	1.870	93
Nicht-agrarbedingte Quellen				
Wald & naturnahe Vegetation	88	16	42	2
Urban	120	22	94	5
Deponien	0	0	0	0
Summe nicht-agrarbedingt	208	38	136	7
Wetterau insgesamt	544	100	2.006	100

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitrateinträge (NO₃-N) bilanziert.

Tabelle 11: Potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Hessisches Ried“.

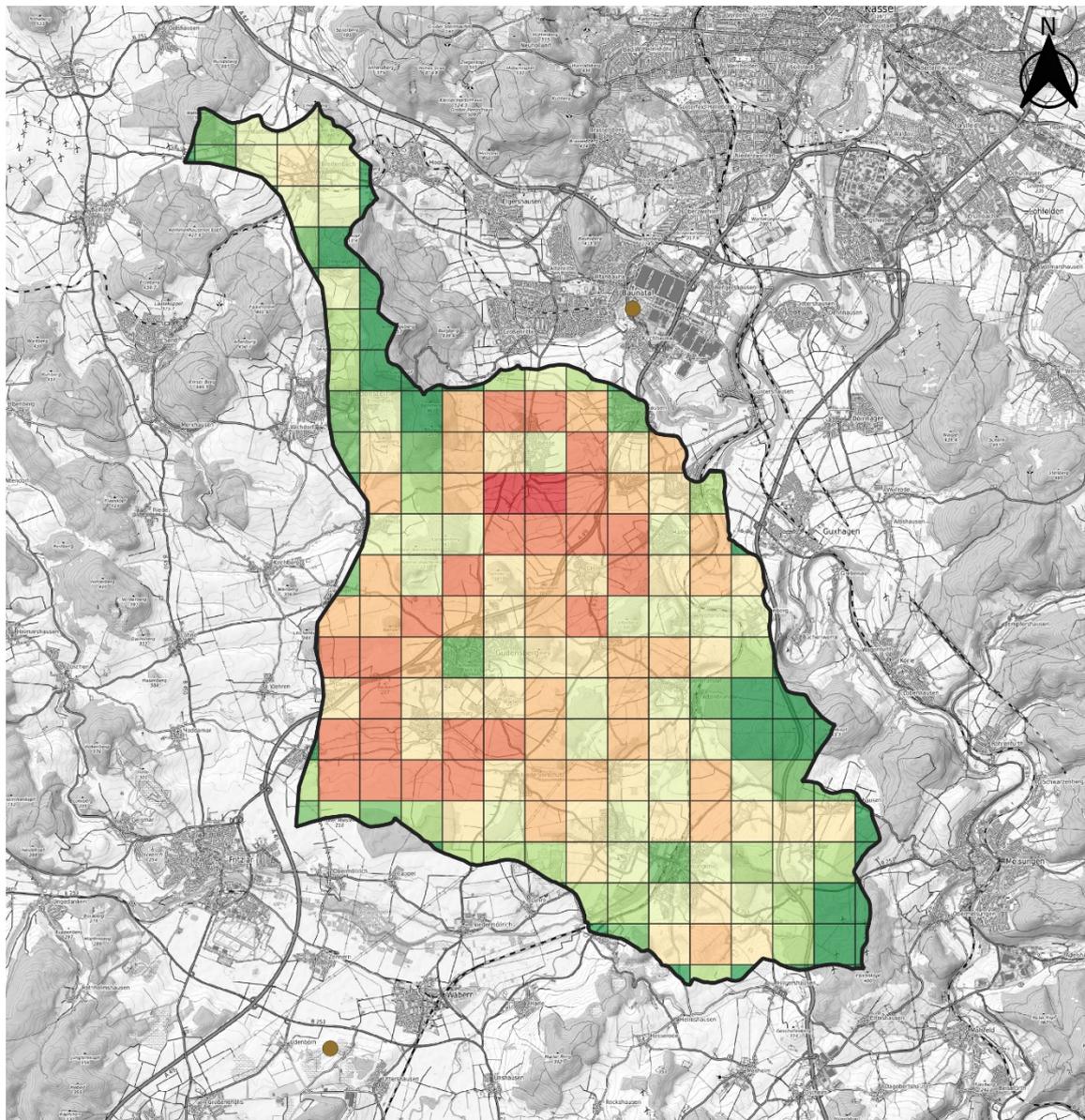
Hessisches Ried				
Eintragsquelle	Fläche		Stickstofffracht	
	[km²]	[%]	[t N/a]^a	[%]
Agrarbedingte Quellen				
Landwirtschaftsflächen	463	46	2.628	87
Nicht-agrarbedingte Quellen				
Wald & naturnahe Vegetation	371	37	189	6
Urban	174	17	194	6
Deponien	2	0	0	0
Summe nicht-agrarbedingt	546	54	383	13
Hessisches Ried insgesamt	1.009	100	3.011	100

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitrateinträge (NO₃-N) bilanziert.

Tabelle 12: Potenzielle Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen aus der Landwirtschaft und aus nicht-agrarbedingten Quellen - Teilraum „Reinheim“.

Reinheim				
Eintragsquelle	Fläche		Stickstofffracht	
	[km²]	[%]	[t N/a]^a	[%]
Agrarbedingte Quellen				
Landwirtschaftsflächen	145	51	852	91
Nicht-agrarbedingte Quellen				
Wald & naturnahe Vegetation	115	40	57	6
Urban	27	9	25	3
Deponien	0	0	0	0
Summe nicht-agrarbedingt	142	49	82	9
Reinheim insgesamt	287	100	934	100

a) Sämtliche Stickstofffrachten werden vereinfacht als Nitrateinträge (NO₃-N) bilanziert.



**NO₃-N Eintrag
[kg N/(km² x a)]**

- 0 - 1.000
- >1.000 - 2.000
- >2.000 - 3.000
- >3.000 - 4.000
- >4.000 - 5.000
- >5.000 - 6.000
- >6.000 - 7.000
- >7.000

Detailregion
Kurhessen

Deponien

0 5 10 km

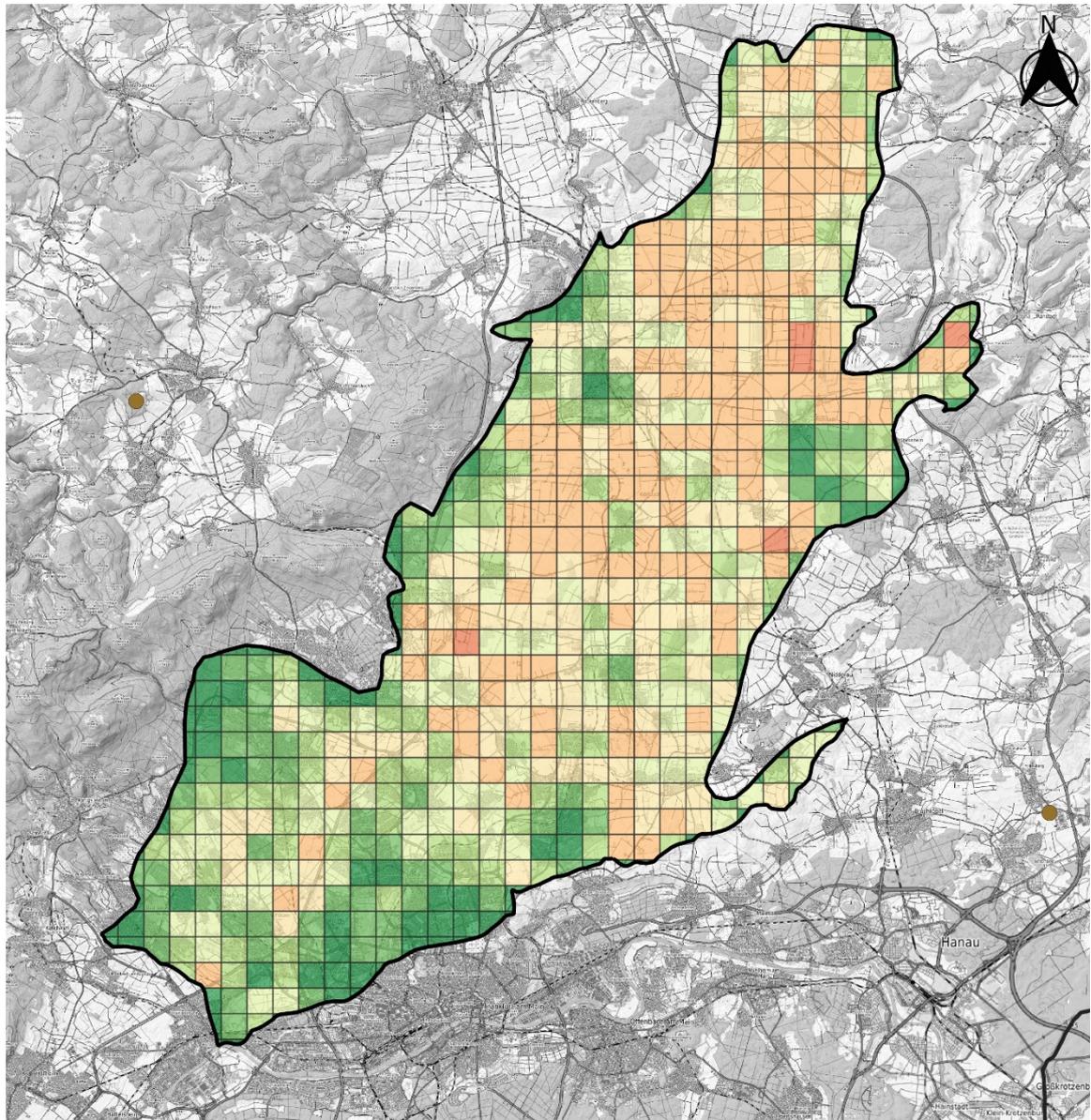


 Gemeinsam mit Weber-Ingenieure Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ebn) ■ Heilbronn ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg	JUSTUS-LIEBIG-
--	--------------------

Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:125000
Gesamtnitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser im Detailraum „Kurhessen“	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 16.03.2021

Abbildung 12: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitrateintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Kurhessen“.



**NO₃-N Eintrag
[kg N/(km² x a)]**

- 0 - 1.000
- >1.000 - 2.000
- >2.000 - 3.000
- >3.000 - 4.000
- >4.000 - 5.000
- >5.000 - 6.000
- >6.000 - 7.000
- >7.000

Detailraum
Wetterau

Deponien

0 5 10 km

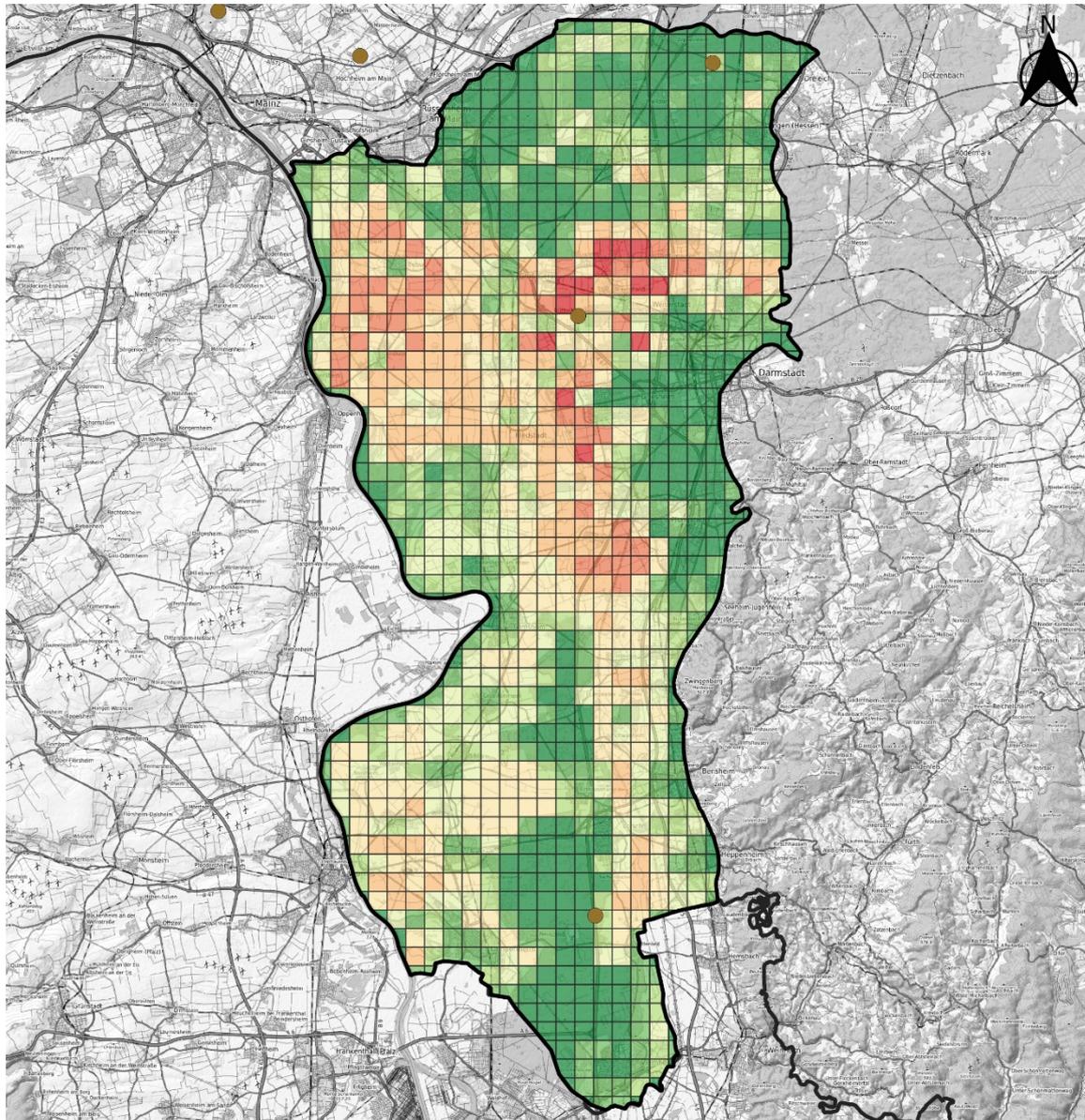


 UNGER ingenieure <i>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</i> <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Eifel) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg</small>	JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN
--	--

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:200000
Gesamtnitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser im Detailraum „Wetterau“	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 16.03.2021

Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Abbildung 13: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Wetterau“.



**NO₃-N Eintrag
[kg N/(km² x a)]**

- 0 - 1.000
- >1.000 - 2.000
- >2.000 - 3.000
- >3.000 - 4.000
- >4.000 - 5.000
- >5.000 - 6.000
- >6.000 - 7.000
- >7.000

Detailraum
Hessisches
Ried

Deponien

0 10 20 km

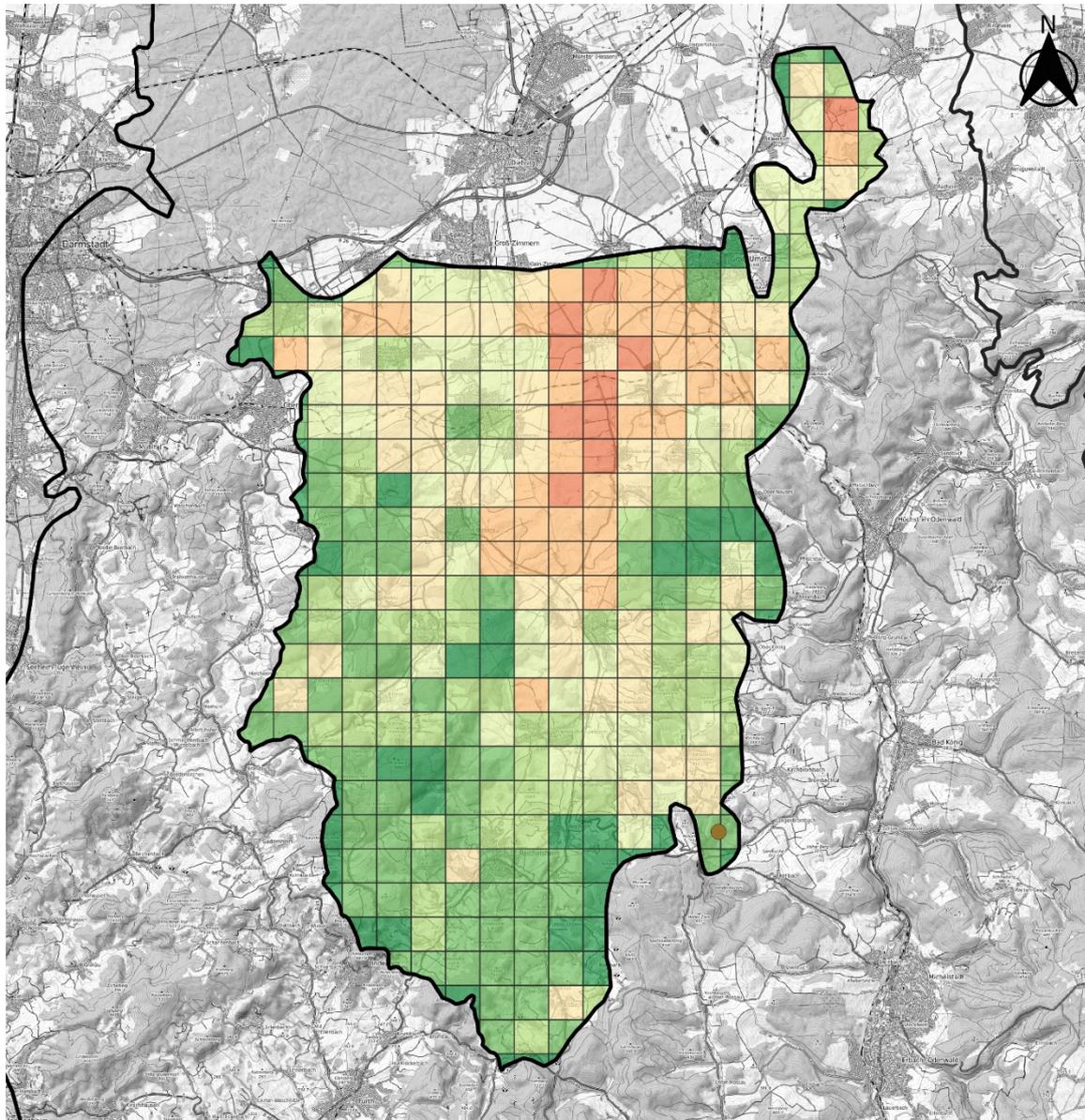


 UNGER ingenieure <i>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</i> <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ehe) Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg</small>	JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN
--	--

Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:275000
Gesamtnitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser im Detailraum „Hess. Ried“	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 16.03.2021

Abbildung 14: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Hessisches Ried“.



**NO₃-N Eintrag
[kg N/(km² x a)]**

- 0 - 1.000
- >1.000 - 2.000
- >2.000 - 3.000
- >3.000 - 4.000
- >4.000 - 5.000
- >5.000 - 6.000
- >6.000 - 7.000
- >7.000

Detailraum
Reinheim

Deponien

0 5 10 km



 UNGER ingenieure <i>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</i> <small>Darmstadt ■ Freiburg ■ Homburg (Ebn) ■ Heidelberg ■ Koblenz ■ Mainz ■ Offenburg</small>	JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN
--	--

Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © OpenTopoMap (CC-BY-SA)

Projekt: Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	Maßstab: 1:150000
Gesamtnitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser im Detailraum „Reinheim“	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 16.03.2021

Abbildung 15: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen (Summe aller Quellen) - Teilraum „Reinheim“.

5.3 Diskussion der Ergebnisse

Sowohl in der Gesamtbetrachtung als auch für die jeweiligen Teilräume zeigt sich ein sehr eindeutiges Bild in Bezug auf die Bedeutung der untersuchten Quellen für die Nitrateinträge in das Grundwasser in Hessen. Die Nitrateinträge aus der Landwirtschaft liegen mit rund 90 % und in einigen Detailräumen sogar mit über 90 % ganz erheblich über den Einträgen aus nicht-agrarbedingten Quellen. Diese Bewertung deckt sich mit den Ergebnissen anderen Studien (Bach et al., 2020b; Defra, 2002; Rivett et al., 2008; Uhlig et al., 2010; Wendland et al., 2020). Die ermittelten Nitrateinträge aus dem urbanen Bereich für Hessen insgesamt liegen in einer vergleichbaren Größenordnung wie nach Venohr & Nguyen (2020). Mit einem flächenspezifischen Stickstoffeintrag von rund 9,5 kg N/(ha x a) liegt dieser Wert sehr gut im Bereich der in der Literaturrecherche ermittelten Werte (vgl. Kapitel 3.2.1). Beier (2008) ermittelte für die Stadt Darmstadt eine flächenspezifische Stickstofffracht aus Abwasserexfiltration von 7,0 kg N/(ha x a). Werden bei den im Rahmen dieser Studie ermittelten Stickstoffeinträgen aus urbanen Quellen lediglich die Einträge aus der Abwasserexfiltration berücksichtigt, liegt die mittlere flächenspezifische Stickstofffracht auf Gemeindeebene bei 6,9 kg N/(ha x a), was dem Ergebnis von Beier (2008) entspricht.

Großskalige Ansätze wie die hier durchgeführte landesweite Abschätzung der Nitrateintragsquellen in das Grundwasser sind unvermeidlich mit methodischen Unsicherheiten verbunden. Häußermann et al. (2019) geben eine Unsicherheit in der Ermittlung der N-Flächenbilanzüberschüsse von etwa $\pm 10\%$ an. Auch unter der Annahme eines 10 % geringeren N-Flächenbilanzüberschusses auf landwirtschaftlichen Flächen würde sich an der Gesamtbilanz nichts grundlegend ändern. Dies liegt zum einen an der rund 10-fach höheren flächenspezifischen Stickstofffracht aus der Landwirtschaft im Vergleich zu allen anderen Eintragsquellen in Verbindung mit dem Flächenanteil von 43 %, den die Landwirtschaft in Hessen einnimmt.

Waldflächen bilden mit 47 % den größten Flächenanteil in Hessen. Auch in Waldstandorten ist die Unsicherheit bei der Abschätzung der Nitrateinträge aufgrund der unterschiedlichen standortspezifischen Faktoren, welche die Nitrat auswaschung beeinflussen, groß. Die in Kapitel 3.2.3 aufgeführten Ergebnisse der Literaturrecherche zeigen durchaus eine nicht unbeträchtliche Spannbreite der Nitrateinträge aus Waldflächen, ein Maximalwert von 39 kg N/(ha x a) ist allerdings als Ausreißer zu betrachten. Einen Sonderfall können Kahlschläge darstellen, Gundersen et al. (2006) beobachteten beispielsweise an einem Waldstandort in New Hampshire (USA) einen deutlichen Anstieg der Nitrat auswaschung nach der Rodung (Kahlschlag), die allerdings nur temporär über einen Zeitraum von zwei Jahren anhielt. Die Modellierung der Nitratkonzentration im Grundwasser für Deutschland nach Knoll et al. (2019, 2020) zeigt insgesamt im Bereich der Waldflächen im Regelfall nur geringe Nitratwerte.

Auch die Abschätzung der Nitrateinträge aus verschiedenen Quellen im urbanen Raum bringt eine Reihe von Unsicherheiten mit sich. In erster Linie ist hier die große Schwankungsbreite in den Abwasserexfiltrationsraten zu nennen (vgl. Kapitel 3.2.2). Urbane Flächen bilden allerdings mit nur 9 % der Gesamtfläche Hessens nur einen geringen Anteil. Infolge dessen würde sich der

prozentuale Anteil des Nitratsintrags aus dem urbanen Raum am Nitratsintrag in Hessen insgesamt erst bei Annahme eines Vielfachen der hier angesetzten Exfiltrationsraten drastisch erhöhen. In dem hier gewählten Berechnungsansatz wird zudem nicht berücksichtigt, dass sich ein gewisser Teil der Kanalisation im Grundwasserschwankungsbereich oder im Grundwasser befinden. Nach Krönlein et al. (2015) liegen 20 bis 25 % der öffentlichen Abwasserkanalisation im Grundwasser oder im Grundwasserschwankungsbereich. In diesen Abschnitten des Kanalisationsnetzes ist, aufgrund der umgekehrten Druckverhältnisse, nicht mit einer Abwasserexfiltration, sondern mit der Infiltration von Grundwasser zu rechnen. Dies führt zu einem erhöhten Fremdwasseranteil im Entwässerungssystem und geringeren Frachten über die Abwasserexfiltration. Nach Bosseler et al. (2015) beträgt der Fremdwasseranteil rund 23 % der gesamten Abwassermenge in Deutschland. Für die Abwasserexfiltration wird eine spezifische N-Eintragsfracht von urbanen Flächen von 6,3 kg N/ha und Jahr ausgewiesen. Würde man einen Anteil von 20 % infiltrativen Verhältnissen in das Kanalisationssystem berücksichtigen, dann würde sich diese Fracht rechnerisch ebenfalls um 20 % entsprechend 1,3 kg N/ha und Jahr verringern. Besonders für die Teilräume „Hessisches Ried“ und „Untermainsenke“ ist davon auszugehen, dass Teile der Abwasserkanalisation im Grundwasserschwankungsbereich liegen.

Infolge von Schadensfällen in der Kanalisation können punktuell auch erhöhte Nitratsinträge auftreten. Aufgrund der geringen flächenhaften Ausbreitung wirken sich derartige Einträge jedoch, im Gegensatz zu den diffusen Einträgen, nur lokal begrenzt aus und haben keine nennenswerte Bedeutung für Nitratsinträge in Hessen insgesamt. Hinzu kommt, dass solche Schäden im Rahmen der Abwassereigenkontrollverordnung in der Regel zeitnah erkannt und behoben werden, sodass es sich hierbei lediglich um zeitlich befristete Einträge handelt.

Deponien stellen in Hessen aufgrund des sehr geringen Flächenanteils bzw. der geringen Zahl eine vernachlässigbare Größe in der Gesamtbilanzierung dar. In der Regel handelt es sich bei Deponieflächen um relativ alte Abfallablagerungen, unter deren Flächen sich reduzierende Bedingungen eingestellt haben, wodurch Nitrat abgebaut (denitrifiziert) wird (Bjerg et al., 1995; Gerdes, 2004). Insgesamt gesehen führen diese reduzierenden Verhältnisse im Mittel zu einer Nitrat-Zehrung im Grundwasser bei der Passage von Deponien.

Abschließend ist anzumerken, dass einige Annahmen in dieser Studie bewusst konservativ gewählt wurden, so dass die nicht-agrarbedingten Einträge tendenziell überschätzt werden. Zum einen wird bei der Berechnung des N-Überschuss der Import von Wirtschaftsdünger aus anderen Bundesländern und dem Ausland nach Hessen nicht berücksichtigt, zum anderen wird für die Kanalisation ausschließlich Exfiltration und keine Infiltration angesetzt. Mit Einbezug dieser beiden Effekte würde der Anteil der Landwirtschaft am potenziellen Nitratsintrag in das Grundwasser noch höher liegen als 89 % des Gesamteintrags.

6 EMPFEHLUNGEN ZU MASSNAHMEN ZUR MINDERUNG VON NITRAT-EINTRÄGEN IN DAS GRUNDWASSER

6.1 Agrarbedingte Nitrateinträge

Differenzierte, standort- und betriebstypspezifische Empfehlungen zur Verminderung und Vermeidung von Nitrateinträgen in das Grundwasser aus der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung sind seit vielen Jahren entwickelt und erprobt und werden daher hier nicht im Einzelnen erneut aufgeführt. Stellvertretend für zahlreiche Empfehlungen und Ratgeber wird nur auf die WRRL-Maßnahmenpläne und die einschlägigen Beratungsempfehlungen des Landes Hessen verwiesen:

- Vorschriften der neuen Düngeverordnung (DüV), insbesondere zur Verminderung der N-Düngung in den sogenannten „roten Gebieten“ nach § 13a DüV
- Hessisches Maßnahmenprogramm 2015 – 2021 zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie (<https://flussgebiete.hessen.de/information/massnahmenprogramm-2015-2021>)
- Empfehlungen der WRRL-Beratung in den rund 40 Maßnahmenräumen in Hessen (z.B. (<https://www.schnittstelle-boden-wrrl-hessen.de/>))
- Beratungsempfehlungen der Grundberatung der Landwirtschaft durch den Landesbetrieb Landwirtschaft Hessen (LLH) (<https://llh.hessen.de/pflanze/>)
- Hessische Agrarumwelt- und Landschaftspflege-Maßnahmen (HALM) (<https://umwelt.hessen.de/agrarumweltprogramm>).

6.2 Nicht-agrarbedingte Nitrateinträge

Die in folgenden aufgeführten Empfehlungen für die Verminderung der Einträge aus nicht-agrarischen Quellen wurden auf Basis einschlägiger Regelwerke und Veröffentlichungen aus den Fachgebieten Forstwirtschaft, Siedlungswasserwirtschaft und Deponietechnik erarbeitet.

6.2.1 Forstwirtschaft

Der Bereich der Forstwirtschaft greift auf unterschiedliche Art und Weise in den natürlichen Stickstoffkreislauf ein, sodass auch verschiedene Minderungsmaßnahmen je nach Standortbedingungen unterschiedliche Auswirkungen zeigen können. Gunderson et al. (2006) beschreiben drei Eingriffstypen in den Stickstoffkreislauf: 1) Eintrag überschüssigen Stickstoffs durch z.B. Luftverunreinigung, Düngung und Aufforstung von Stickstoff-fixierenden Bäumen, 2) reduzierte pflanzliche Stickstoffaufnahme durch z.B. Rodung, Ausdünnung oder Unkrautbekämpfung, und 3) erhöhte Mineralisierung von Waldböden z.B. nach Kalkung oder Drainierung von Waldböden.

Die Nitratreinträge in das Grundwasser aus Wäldern stammen in erster Linie aus der Stickstoffdeposition, die aufgrund der großen Oberfläche der Baumkronen vergleichsweise hoch ausfällt, was gerade bei Standorten mit erhöhter Luftverunreinigung (z.B. im Nahbereich von industriellen oder landwirtschaftlichen Emissionsquellen) noch verstärkt wird. Auch die Veränderung der Baumartenzusammensetzung in den heimischen Wäldern kann sich auf den natürlichen Stickstoffhaushalt auswirken. Die Stickstoffdeposition in Nadelwäldern ist, aufgrund des ganzjährigen Vorhandenseins der Rezeptoroberfläche, etwa doppelt so hoch wie in Laubwäldern (Gundersen et al., 2006). Auf der anderen Seite ist das C:N Verhältnis in Waldböden unter Nadelwald höher als in Laubwaldbeständen, was wiederum eine geringere Nitratauswaschung zur Folge hat (Aber et al., 2003). Dies zeigt sehr deutlich, dass sich das Waldmanagement und die Wahl der Baumarten auf das Ausmaß der Nitratauswaschung auswirken kann. Allerdings lagen die Medianwerte der Stickstoffeintragsfrachten in das Grundwasser der in dieser Studie durchgeführten Literaturrecherche für die beiden Waldtypen mit etwas höheren Werten für Nadelwald nur unwesentlich auseinander.

Auch die forstwirtschaftlichen Praktiken haben Einfluss darauf, wieviel Stickstoff dem System entzogen wird bzw. als überschüssiger Stickstoff in Form von Nitrat ausgewaschen wird. So wird durch die Rodung, insbesondere durch Kahlschläge, die Stickstoffaufnahme durch die Bäume unterbunden und gleichzeitig nimmt die Mineralisation in Folge einer abnehmenden Immobilisierung in organischem Material durch Mikroorganismen zu, was wiederum eine höhere Nitratauswaschung zur Folge hat (Gundersen et al., 2006; Prescott, 1997; Smolander et al., 1998). Dies wird zudem durch den höheren Sickerwasserabfluss, bedingt durch die geringere Evapotranspiration, verstärkt (Qualls et al., 2000; Swank et al., 1988). Es zeigt sich, dass die Nitratauswaschung bei dichter Vegetationsbedeckung geringer ist, sodass eine Wiederherstellung des Bewuchses nach der Rodung als Stickstoffsенke fungieren kann und der Nitratauswaschung entgegen wirkt (Gundersen et al., 2006; Rothe & Mellert, 2004; Weis et al., 2001). Die Stickstoffaufnahme der Bäume hängt auch vom Alter des Baumbestandes ab. Die Nitratauswaschung nimmt mit abnehmender Wachstumsrate der Bäume zu (Rothe & Mellert, 2004). Die Kombination von jüngeren und älteren Bäumen durch Ausdünnung der Bestände und Regeneration in den Lücken kann somit zu einer höheren Stickstoffretention des Gesamtbestandes führen (Gundersen et al., 2006).

In Gundersen et al. (2006) werden einige forstwirtschaftliche Managementmaßnahmen zur Minderung von Nitratauswaschung aus Waldböden vorgeschlagen. Dabei wird unter den fünf Wegen: 1) Reduzierung des N-Eintrags, 2) Erhöhung der N-Aufnahme, 3) Erhöhung der N-Abfuhr, 4) Wiederherstellung der N-Retention in Waldböden und 5) Verbesserte N-Reduktion auf Einzugsgebietsebene unterschieden. Folgende Maßnahmen werden im Einzelnen von Gundersen et al. (2006) aufgeführt:

- Erhöhung des Anteils an Laubwäldern
 - Einträge aus Luftverunreinigung ca. 50 % geringer
 - Höherer Wasserverbrauch führt zu geringeren Sickerwassermengen
 - Negativer Aspekt ist allerdings der geringere N-Bedarf und somit die geringere N-Akkumulation
- Reduzierung der Bestandsdichte
 - Reduziertes Filtervermögen bzw. N-Eintrag durch das Blätterdach
 - Voraussetzung ist ein ausgeglichenes Budget mit der N-Akkumulation
- Vermeidung von N-fixierenden Baumarten (z.B. Erle)
- Kurzumtriebsplantagen
- Alternativen zur Rodung durch Kahlschlag
 - Regeneration in Lücken
 - Selektive Baumfällung bzw. Ausdünnung
- Baumarten mit hohem N-Bedarf
- Entnahme ganzer Bäume
 - Höhere N-Abfuhr
 - Beeinflussung weiterer Prozesse wie z.B. Wiederbepflanzung, N-Mineralisation und N-Immobilisierung
 - Wirkungsgrad ist standortspezifisch
- Düngen und Kalken
 - Ergänzende Nährstoffe (P und K) die das Pflanzenwachstum hemmen steigern somit die N-Aufnahme
 - Negativer Aspekt ist, dass Kalken auch die Mineralisation und damit die Nitratauswaschung fördern kann
- Einrichten von Gewässerrandstreifen
 - Erhöhte Nutzung des Reduktionspotentials der Uferzone

In erster Linie ist es neben den aufgeführten Maßnahmen unerlässlich, die Stickstoffemissionen in die Atmosphäre als Hauptursache der Stickstoffsättigung in Wäldern zu reduzieren, was mit den Zielen des Bundesimmissionsschutzgesetzes (BImSchG) konform geht. Gezielte forstwirtschaftliche Maßnahmen sind letztendlich stets auf die standortspezifischen Gegebenheiten abzustimmen.

6.2.2 Siedlungswasserwirtschaft

Maßnahmen zur Minderung von Nitrateinträgen in das Grundwasser aus dem urbanen Raum beziehen sich auf nicht versiegelte sowie auf versiegelte Flächen bzw. die öffentliche und private Abwasserkanalisation als wesentliche Eintragsquellen.

Im Bereich von öffentlichen und privaten Grünflächen sowie Kleingärten lässt sich eine Minderung der Nitrateinträge vorrangig über einen geringeren Einsatz von Stickstoff-Düngemitteln erreichen. Es existiert diesbezüglich derzeit in Deutschland keine Gesetzgebung bzw. Reglementierung. Insofern können Minderungen des Stickstoffeinsatzes in öffentlichen Parks, Grünflächen oder privaten Gartenanlagen lediglich über Informationskampagnen auf kommunaler Ebene zur Sensibilisierung der Bevölkerung und dem bewussteren Umgang mit Düngemitteln erreicht werden.

Eine Verminderung der Stickstoffeinträge in das Grundwasser über die Abwasserkanalisation lässt sich nur über eine Ortung und Behebung bzw. Sanierung von Leckagen in den öffentlichen und privaten Abwasserkanalisationssystemen erreichen. Im Rahmen der gesetzlichen Eigenüberwachung sind die Kanalnetzbetreiber verpflichtet, regelmäßig den Zustand der Kanalisation zu erfassen, zu beurteilen und ggf. erforderliche Maßnahmen zu veranlassen. Diese Verpflichtung zum Schutz von Boden und Grundwasser lässt sich aus dem Wasserhaushaltsgesetz (WHG), über das Hessische Wassergesetz (HWG) und die entsprechende Ausführungsverordnung, die Hessische Eigenkontrollverordnung für Abwasseranlagen (EKVO), ableiten.

In der EKVO sind die durchzuführenden Maßnahmen wie unter anderem eine regelmäßige TV-Inspektion zur optischen Zustandskontrolle von Kanälen vorgeschrieben. Entsprechend den Vorgaben des DWA Regelwerks erfolgt die Inspektion gemäß (DWA-M 149-2) und die Zustandsbewertung nach (DWA-M 149-3). Hierbei wird dem Aspekt der „Dichtheit“ in der Bewertung des Kanalzustands in der Form Rechnung getragen, dass „Exfiltration“ immer eine „sehr hohe“ Priorität bedeutet. Damit wird die kurzfristige Beseitigung derartiger Schäden zur Auflage gemacht. Im Merkblatt (DWA-M 149-7) „Umweltrelevanz“ finden sich weitere Hinweise für eine detailliertere Betrachtung.

Darüber hinaus lassen sich für Gebiete mit besonderen (erhöhten) Anforderungen, wie etwa Wasserschutzgebieten, höhere Anforderungen ableiten, bis hin zu physikalischen Dichtheitsprüfungen (mit Wasser- oder Luftüberdruck). Hierbei wird regelmäßig auf das DWA Regelwerk als „Stand der Technik“ verwiesen. Insbesondere finden sich im (DWA-A 142) „Kanäle in Wasserschutzgebieten“ Hinweise für eine entsprechende Risikobewertung zur Ableitung weitergehender Maßnahmen, wie etwa Dichtheitsprüfungen. Entsprechende Regelungen finden sich im (DWA-M 149-6) „Dichtheitsprüfung bestehender Kanäle und Leitungen“.

Für den Bereich der Grundstücksentwässerung, also Kanäle in Privatbesitz, gelten die Regelungen der (DIN 1986-30). Hierin sind klare Vorgaben zur Kanalstandhaltung sowie die Verpflichtung für eine wiederkehrende Zustandserfassung mittels TV-Inspektion, im gewerblichen Bereich

auch Dichtheitsprüfungen, gemacht. Für Wasserschutzgebiete wird auch hier auf höhere Anforderungen verwiesen. Die (DIN 1986-30) ist auch das einzige Regelwerk, das verbindliche Zeitvorgaben für die Schadensbeseitigung festlegt.

Zur Sanierung schadhafter (undichter) Kanäle muss man unterscheiden, ob es sich um lokale/punktuellen Schäden handelt, welche vereinzelt auftreten, oder ob ein Kanal insgesamt (z.B. alle Rohrverbindungen) undicht ist. Entsprechend (DIN EN 752) wird entweder nach punktuellen Reparaturverfahren oder nach Renovierungsverfahren unterschieden, mit denen ein Kanal auf gesamter Länge saniert wird. Ansätze für die Entwicklung von Sanierungsstrategien sind im DWA Arbeitsblatt (DWA-A 143-14) aufgeführt. Entsprechende Handlungsempfehlungen zu einzelnen Kanalsanierungsverfahren finden sich in der DWA-Arbeitsblattreihe A 143. In (DWA-A 143-1) wird nach hydraulisch bedingten, umweltrelevanten, baulich bedingten und betrieblichen Lösungen unterschieden. Bei den baulich bedingten Lösungen können folgende Maßnahmen unterschieden werden:

- Reparatur
 - Ausbesserungsverfahren
 - Injektionsverfahren
 - Abdichtungsverfahren (z.B. Kurzliner oder Innenmanschetten)

- Renovierung
 - Beschichtungsverfahren
 - Auskleidungsverfahren (z.B. Rohrlining oder Schlauchlining)

- Erneuerung
 - Offene Bauweise
 - Halboffene Bauweise
 - Geschlossene Bauweise.

Renovierungsverfahren der Gruppe „Liningverfahren“ sind bisher die einzigen Verfahren, welche normativ in der (DIN 18326) geregelt sind. Hierunter fallen auch die sogenannten „Schlauchlinerverfahren“, die aktuell eine sehr große Markteinführung und –verbreitung haben und dementsprechend auch sehr erfolgreich zur Kanalsanierung eingesetzt werden.

6.2.3 Deponietechnik

Die Anforderungen an die Errichtung, den Betrieb, die Stilllegung und die Nachsorge von Deponien sind in der Deponieverordnung (DepV) festgeschrieben. Dabei sind folgende Aspekte der Deponietechnik, die dem Schutz des Grundwassers dienen zu berücksichtigen:

- Geeignete geologische und hydrogeologische Standorte
- Geeignete Deponieabdichtungssysteme
- Geeignete Einbautechniken für Abfälle
- Einhaltung der Zulässigkeits- und Zuordnungskriterien gem. DepV Anhang 3.

In Anhang 1 der DepV sind die entsprechend der jeweiligen Deponieklasse geltenden Anforderungen zum Stand der Technik aufgeführt. Im Folgenden sind die wesentlichen Maßnahmen bzw. Elemente der Deponietechnik zum Schutz des Grundwassers aufgeführt, die je nach Deponieklasse variieren können:

- Basisabdichtungssystem
 - Geologische Barriere
 - Erste Abdichtungskomponente
 - Zweite Abdichtungskomponente
 - Mineralische Entwässerungsschicht
- Oberflächenabdichtungssystem
 - Trag- und Ausgleichsschicht
 - Gasdränschicht
 - Erste Abdichtungskomponente
 - Zweite Abdichtungskomponente
 - Dichtungskontrollsystem
 - Entwässerungsschicht
 - Rekultivierungsschicht.

Für die Abdichtungssysteme werden u.a. mineralische Dichtungen, Asphalt dichtungen, Geokunststoffe und Kunststoffdichtungsbahnen verwendet. Das über den Abdichtungssystemen im Deponiekörper gesammelte Sickerwasser und/oder das auf unbefestigten Einlagerungs-/Oberflächen anfallende Wasser wird gesammelt und einer Aufbereitungsanlage zugeführt. Das unbelastete Oberflächenwasser auf der abgedeckten/-dichteten Deponieoberfläche wird dem Vorfluter zugeleitet.

Auch die Deponien unterliegen der Eigenkontrolle durch die Betreiber selbst und einer staatlichen Überwachung durch die hessischen Regierungspräsidien. Häufigkeit und Umfang der Eigenkontrolle durch die Deponiebetreiber und die Überwachung durch die zuständige Behörde werden in Abhängigkeit von der Deponieklasse festgelegt. Regelungen diesbezüglich sind in der DepV, LAGA M 28 und der hessischen Deponieeigenkontroll-Verordnung festgelegt. Bezogen auf den Wasserpfad werden Grund-, Sicker- und Oberflächenwasserqualität überwacht. Darüber hinaus erfolgt eine Plausibilitätsprüfung der Wasserbilanz (Niederschlag = Verdunstung + Oberflächenabfluss und Sickerwasser).

REFERENZEN

- Aber, J. D., Goodale, C. L., Ollinger, S. V., Smith, M.-L., Magill, A. H., Martin, M. E., Hallett, R. A., & Stoddard, J. L. (2003). Is Nitrogen Deposition Altering the Nitrogen Status of Northeastern Forests? *BioScience*, 53(4), 375–389. ([https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0375:in-dan\]2.0.co;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0375:in-dan]2.0.co;2))
- Ascott, M. J., Goody, D. C., & Surridge, B. W. J. (2018). Public Water Supply Is Responsible for Significant Fluxes of Inorganic Nitrogen in the Environment. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14050–14060. (<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03204>)
- Bach, M., Grimm, M., & Frede, H. G. (2003). Berechnung von Stickstoff-Flächenbilanzen für Gemeinden – Beispiel Hessen. *Wasser & Boden*, 55(7+8), 120–126.
- Bach, M., Häußermann, U., Klement, L., Knoll, L., Breuer, L., Weber, T., Fuchs, S., Heldstab, J., Reutemann, J., & Schäppi, B. (2020). Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010–2014 (DESTINO Bericht 2). Umweltbundesamt, Dessau-Roßlau, UBA-Texte 64/2020, 166 S.
- Bach, M., Knoll, L., Häußermann, U., & Breuer, L. (2020). Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland - Ist das Messnetz schuld? *Wasserwirtschaft* 2020(6).
- Bach, M., Knoll, L., Kilian, J. & Breuer, L. (2021). Agrarbedingte und nicht-agrarbedingte Nitratreintragsquellen in das Grundwasser in Hessen. *Wasser und Abfall* 11/2021.
- Bachmann, J., Pagel, R., & Faust, M. (1995). Die modellgestützte Analyse von Stofftransporten in Stadtböden am Beispiel der Nitratreinträge in das Grundwasser der Nordstadt. *Ber. Naturhist. Ges. Hannover*, 137, 99–107.
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmall, O., & Scholz, G. (2002). Estimation of the nutrient inputs into river systems – experiences from German rivers. *Regional Environmental Change*, 3(1), 107–117. (<https://doi.org/10.1007/s10113-002-0042-3>)
- Beier, M. (2008). Urbane Beeinflussung des Grundwassers: Stoffemissionen und -immissionen am Beispiel Darmstadts. Technische Universität Darmstadt.
- Beisecker, R., Evers, J., Jacobsen, C., Meesenburg, H., Bittersohl, J., Walther, W., Gröger, J., Blankenburg, J., Rupp, H., Schrautzer, J., Kubal, C., Seeger, J., & Meißner, R. (2012). Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen [Abschlussbericht]. LAWA-Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. (https://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AG/G-1_11-120515_Endbericht_LAWA_Stoffaustraege_Weitergabe.pdf)
- Berger, C., Falk, C., Hetzel, F., Pinnekamp, J., Roder, S., & Ruppelt, J. (2016). Zustand der Kanalisation in Deutschland. Ergebnisse der DWA-Umfrage 2015. 63, 498–508. (<https://doi.org/10.3242/kae2016.06.001>)
- Berger, C., Falk, C., Hetzel, F., Pinnekamp, J., Ruppelt, J., Schleiffer, P., & Schmitt, J. (2020). Zustand der Kanalisation in Deutschland. *KA Korrespondenz Abwasser, Abfall*, 2020(12), 939–953. (<https://doi.org/10.3242/kae2020.12.001>)
- BGR & SGD. (2015). Hydrogeologische Raumgliederung von Deutschland (HYRAUM). [Map].
- BGR & SGD. (2016). Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:200.000, Oberer Grundwasserleiter (HÜK200 OGWL) (Version 3.0) [Map]. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) & Staatliche Geologische Dienste (SGD). (https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Huek200/huek200_projektbeschr.html)
- Bjerg, P. L., Rügge, Kirsten., Pedersen, J. K., & Christensen, T. H. (1995). Distribution of redox-sensitive groundwater quality parameters downgradient of a landfill (Grindsted, Denmark). *Environmental Science & Technology*, 29(5), 1387–1394. (<https://doi.org/10.1021/es00005a035>)

- BKG (2018). Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 [Map]. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-landbedeckungsmodell-fur-deutschland-stand-2015-lbm-de2015.html>)
- BKG (2020). Verwaltungsgebiete 1: 250 000 VG250 und VG250-EW [Map]. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/verwaltungsgebiete/verwaltungsgebiete-1-250-000-mit-einwohnerzahlen-ebenen-stand-31-12-vg250-ew-ebenen-31-12.html>)
- BKG (2021). Geographische Gitter für Deutschland in UTM-Projektion (DE_Grid_ETRS89-UTM32_1km) [Map]. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/geographische-gitter-fur-deutschland-in-utm-projektion-geogitter-national.html>)
- Block, J. (1995). Stickstoffausträge mit dem Sickerwasser aus Waldökosystemen. In: IMA-Querschnittseminar, Wirkungskomplex Stickstoff und Wald 28, 80-96.
- BMU (2017). Stickstoffeintrag in die Biosphäre. Erster Stickstoff-Bericht der Bundesregierung. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Bonn.
- BMU/BMEL. (2020). Nitratbericht 2020. Gemeinsamer Bericht der Bundesministerien f. Umwelt, Naturschutz u. Reaktorsicherheit (BMU) sowie f. Ernährung, Landwirtschaft u. Verbraucherschutz (BMEL), Bonn.
- BMUB/UBA. (2016). Die Wasserrahmenrichtlinie – Deutschlands Gewässer 2015. Bonn, Dessau. Umweltbundesamt. (<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/die-wasserrahmenrichtlinie-deutschlands-gewaesser>)
- Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86(5), 717–738. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>)
- Borken, W., & Matzner, E. (2004). Nitrate leaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(3), 277–283. (<https://doi.org/10.1002/jpln.200421354>)
- Bosseler, B., Brüggemann, T., Dyrbusch, A., Beck, D., Kohler, T., Kramp, T., Klippstein, C., Stolpe, H., Borgmann, A., Disse, M., Günthert, F. W., Keilholz, P., & Rödel, S. (2015). Kanalabdichtungen – Auswirkungen auf die Reinigungsleistung der Kläranlagen und der Einfluss auf den örtlichen Wasserhaushalt (UBA-Texte 21/2015; S. 252).
- Bouderbala, A. (2019). Human impact of septic tank effluent on groundwater quality in the rural area of Ain Soltane (Ain Defla), Algeria. *Environmental & Socio-Economic Studies*, 7(2), 1–9. (<https://doi.org/10.2478/enviro-2019-0007>)
- Burow, K. R., Nolan, B. T., Rupert, M. G., & Dubrovsky, N. M. (2010). Nitrate in Groundwater of the United States, 1991–2003. *Environmental Science & Technology*, 44(13), 4988–4997. (<https://doi.org/10.1021/es100546y>)
- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., & Stryhn, H. (1999). Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management*, 114(1), 71–82. ([https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00382-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00382-X))
- Christiansen, J. R., Elberling, B., & Jansson, P.-E. (2006). Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management*, 237(1), 545–556. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.090>)
- Dahl, M., Nilsson, B., Langhoff, J. H., & Refsgaard, J. C. (2007). Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *Journal of Hydrology*, 344(1–2), 1–16. (<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.06.027>)

- De Vries, W., Wiegers, H. J. J., & Brus, D. J. (2010). Impacts of sampling design and estimation methods on nutrient leaching of intensively monitored forest plots in the Netherlands. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(8), 1515–1523. (<https://doi.org/10.1039/C000218F>)
- Defra. (2002). *The Government's Strategic Review of Diffuse Water Pollution from Agriculture in England and Wales*. Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra).
- DESTATIS. (2018). *Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Indikatorenbericht 2018*. Statistisches Bundesamt, Wiesbaden.
- DIN 1986-30, (2012). *DIN 1986-30 - Entwässerungsanlagen für Gebäude und Grundstücke -Teil 30: Instandhaltung*. (<https://webshop.dwa.de/de/din-1986-30.html>)
- DIN 18326, (2016). *DIN 18326:2016-09, VOB Vergabe- und Vertragsordnung für Bauleistungen – Teil C: Allgemeine Technische Vertragsbedingungen für Bauleistungen (ATV) - Renovierungsarbeiten an Entwässerungskanälen*. Beuth Verlag GmbH. (<https://doi.org/10.31030/2531145>)
- DIN EN 752, (2017). *DIN EN 752:2017-07, Entwässerungssysteme außerhalb von Gebäuden - Kanalmanagement; Deutsche Fassung EN 752:2017*. Beuth Verlag GmbH. (<https://doi.org/10.31030/2584355>)
- Dise, N. B., Rothwell, J. J., Gauci, V., van der Salm, C., & de Vries, W. (2009). Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407(5), 1798–1808. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.003>)
- Dohmann, M. (1995). Vergleich der Boden- und Grundwasserbelastung undichter Kanäle mit anderen Schmutzstoffeinträgen.- *Gewässerschutz-Wasser-Abwasser* 152, 28. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Aachen, 18/1-18/26.
- Dohmann, Max (Hrsg.). (1999). *Wassergefährdung durch undichte Kanäle: Erfassung und Bewertung*. Springer-Verlag. (<https://doi.org/10.1007/978-3-642-58546-3>)
- DWA. (2016). *DWA-Themen—Stoffeinträge aus Verkehr (4/2016)*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-themen-t1-2016.html>)
- DWA. (2020). *DWA-Themen—Stoffeinträge aus Wald (3/2020)*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-themen-stoffeintrage-in-gewasser-3-2020.html>)
- DWA-A 142, (2016). *Arbeitsblatt DWA-A 142—Abwasserleitungen und -kanäle in Wassergewinnungsgebieten—Januar 2016*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-a-142-wassergewinnungsgebiete-1-2016.html>)
- DWA-A 143-1, (2015.). *Arbeitsblatt DWA-A 143-1—Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 1: Planung und Überwachung von Sanierungsmaßnahmen—Februar 2015*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-a-143-1-uberwachung-sanierung-2-2015.html>)
- DWA-A 143-14, (2017). *Arbeitsblatt DWA-A 143-14—Sanierung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 14: Entwicklung einer Sanierungsstrategie—August 2017*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-a-143-14-sanierungsstrategien-8-2017.html>)
- DWA-A 226, (2009). *DWA-A 226:2009-08 Grundsätze für die Abwasserbehandlung in Belebungsanlagen mit gemeinsamer aerober Schlammstabilisierung ab 1.000 Einwohnerwerte*. Beuth-Verlag. (<https://www.beuth.de/de/technische-regel/dwa-a-226/122125824>)
- DWA-M 149-2, (2013). *Merkblatt DWA-M 149-2—Zustandserfassung und -beurteilung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 2: Kodiersystem für die optische Inspektion—Dezember 2013; Stand: Korrigierte Fassung Januar 2019*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-m-149-2-zustandserfassung-kodierung-12-2013.html>)
- DWA-M 149-3, (2015). *Merkblatt DWA-M 149-3—Zustandserfassung und -beurteilung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 3: Beurteilung nach optischer Inspektion—April 2015; Stand: Korrigierte Fassung Oktober 2016*. (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-m-149-3-zustand-beurteilung-4-2015.html>)

- DWA-M 149-6, (2016). Merkblatt DWA-M 149-6—Zustandserfassung und -beurteilung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 6: Druckprüfungen in Betrieb befindlicher Entwässerungssysteme mit Wasser oder Luft—August 2016.
(<https://webshop.dwa.de/de/dwa-m-149-6-zustandserfassung-druck-8-2016.html>)
- DWA-M 149-7, (2016). Merkblatt DWA-M 149-7—Zustandserfassung und -beurteilung von Entwässerungssystemen außerhalb von Gebäuden—Teil 7: Beurteilung der Umweltrelevanz des baulichen/betrieblichen Zustands—Januar 2016.
(<https://webshop.dwa.de/de/dwa-m-149-7-zustand-umweltrelevanz-1-2016.html>)
- DWD (2021). Jahressumme der Stationsmessungen der Niederschlagshöhe in mm für Deutschland.
- Eiswirth, M. (1995). Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien. (<https://publikationen.bibliothek.kit.edu/62695>)
- Eiswirth, M. (2002). Bilanzierung der Stoffflüsse im urbanen Wasserkreislauf. Wege zur Nachhaltigkeit urbaner Wasserressourcen. (<https://publikationen.bibliothek.kit.edu/5562002>)
- Europäische Kommission. (2013). BERICHT DER KOMMISSION AN DEN RAT UND DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT über die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2008–2011. Europäische Kommission, Brüssel, COM(2013) 683, SWD(2013) 405 final (vom 4.10.2013).
- Europäische Kommission. (2018). BERICHT DER KOMMISSION AN DEN RAT UND DAS EUROPÄISCHE PARLAMENT über die Umsetzung der Richtlinie 91/676/EWG des Rates zum Schutz der Gewässer vor Verunreinigung durch Nitrat aus landwirtschaftlichen Quellen auf der Grundlage der Berichte der Mitgliedstaaten für den Zeitraum 2012–2015. Europäische Kommission, Brüssel, COM(2018) 246 final (vom 4.5.2018).
- Fuchs, S., Weber, T., Wander, R., Toshovski, S., Kittlaus, S., Reid, L., Bach, M., Klement, L., Hillenbrandt, T., & Tettenborn, F. (2017). Effizienz von Maßnahmen zur Reduktion von Stoffeinträgen. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau, UBA-Texte 05/2017, 385 S.
- Galloway, J. N., Townsend, A. R., Erisman, J. W., Bekunda, M., Cai, Z., Freney, J. R., Martinelli, L. A., Seitzinger, S. P., & Sutton, M. A. (2008). Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320(5878), 889–892.
(<https://doi.org/10.1126/science.1136674>)
- Gardner, K. K., & Vogel, R. M. (2005). Predicting ground water nitrate concentration from land use. *Groundwater*, 43(3), 343–352. (<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.0031.x>)
- Gerdes, G. (2004). Grundwasseruntersuchungen im Rahmen der Deponieüberwachung in Niedersachsen (Veröffentlichungsreihe des Niedersächsischen Landesamtes für Ökologie). Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Abt. 3: Wasserwirtschaft, Gewässerschutz.
- Groffman, P. M., Williams, C. O., Pouyat, R. V., Band, L. E., & Yesilonis, I. D. (2009). Nitrate Leaching and Nitrous Oxide Flux in Urban Forests and Grasslands. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1848–1860. (<https://doi.org/10.2134/jeq2008.0521>)
- Gu, B., Ge, Y., Chang, S. X., Luo, W., & Chang, J. (2013). Nitrate in groundwater of China: Sources and driving forces. *Global Environmental Change*, 23(5), 1112–1121. (<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.004>)
- Gundersen, P., Schmidt, I. K., & Raulund-Rasmussen, K. (2006). Leaching of nitrate from temperate forests – effects of air pollution and forest management. *Environmental Reviews*, 14(1), 1–57.
- Härig, F. (1991). Auswirkungen des Wasseraustauschs zwischen undichten Kanalisationssystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover.

- Harman, J., Robertson, W. D., Cherry, J. A., & Zanini, L. (1996). Impacts on a Sand Aquifer from an Old Septic System: Nitrate and Phosphate. *Groundwater*, 34(6), 1105–1114. (<https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1996.tb02177.x>)
- Härtel, I. (2018). Das EuGH-Urteil vom 21. Juni 2018 zum Verstoß gegen die EU-Nitratrichtlinie durch die Bundesrepublik Deutschland: Seine Relevanz für die Richtlinienkonformität des neuen Dünge-rechts. Rechtsgutachten, erstellt im Auftrag des VKU Verbands Kommunaler Unternehmen e.V. Europa-Universität Viadrina Frankfurt (Oder).
- Häußermann, U., Bach, M., Klement, L., & Breuer, L. (2019). Stickstoff-Flächenbilanzen für Deutschland mit Regionalgliederung Bundesländer und Kreise – Jahre 1995 bis 2017. Umweltbundesamt. (<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/stickstoff-flaechenbilanzen-fuer-deutschland>)
- Heaney, J. P., Huber, W. C., & Nix, S. J. (1976). Storm Water Management Model: Level I, Preliminary Screening Procedures. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Develop-ment, Municipal Environmental Research Laboratory.
- Heaton, T. H. E., Stuart, M. E., Sapiano, M., & Micallef Sultana, M. (2012). An isotope study of the sources of nitrate in Malta's groundwater. *Journal of Hydrology*, 414–415, 244–254. (<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.10.037>)
- Heldstab, J., Reutimann, J., Biedermann, R., & Leu, D. (2010). Stickstoffflüsse in der Schweiz. Stofffluss-analyse für das Jahr 2005. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Hessischer Landtag (2020): Gülleaufkommen und Gülleimporte nach Hessen. Kleine Anfrage DIE LINKE v. 16.04.2019 und Antwort HMuKLV v. 31.05.2029. Hess. Landtag Drucksache 20/529
- HMuKLV (2019): Waldzustandsbericht 2019. Hessisches Ministerium für Umwelt, Klimaschutz, Landwirt-schaft und Verbraucherschutz (HMuKLV), Wiesbaden, 44 S.
- Hill, A. R., Devito, K. J., & Vidon, P. G. (2014). Long-term nitrate removal in a stream riparian zone. *Bio-geochemistry*, 121(2), 425–439. (<https://doi.org/10.1007/s10533-014-0010-2>)
- Horvath, B., Meesenburg, H., & Meiwes, K.-J. (2005). Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. In: Liesemann, K.; v. Wilpert, K. (Eds.) Wasservor-sorge in bewal-deten Einzugsgebieten. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 62, 47-52.
- Horvath, B., Meiwes, K.-J., & Meesenburg, H. (2009). Die Bedeutung von Baumart und Be-standesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstar-chiv* 80, Heft 2:35-41.
- Horvath, B., Meiwes, K.-J., & Meesenburg, H. (2011). Stickstoffaustrag und Stickstoffspeiche-rung in Waldböden bei hohem luftbürtigen Eintrag. NW-FVA Göttingen, 12 S. AFZ, in Vorbereitung.
- Kiese, R., Heinzeller, C., Werner, C., Wochele, S., Grote, R., & Butterbach-Bahl, K. (2011). Quantification of nitrate leaching from German forest ecosystems by use of a process oriented biogeochemical model. *Environmental Pollution*, 159(11), 3204–3214. (<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.004>)
- Kirschke, S., Häger, A., Kirschke, D., & Völker, J. (2019). Agricultural Nitrogen Pollution of Freshwater in Germany. The Governance of Sustaining a Complex Problem. *Water*, 11(12), 2450. (<https://doi.org/10.3390/w11122450>)
- Kliebsch, K., Müller, U., & Ploeg, R. R. V. D. (1998). Nitrataustrag aus einer ländlichen Siedlungsfläche in Nordwestdeutschland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161(5), 571–576. (<https://doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610511>)
- Knoll, L., Breuer, L., & Bach, M. (2019). Large scale prediction of groundwater nitrate concentrations from spatial data using machine learning. *Science of The Total Environment*, 668, 1317–1327. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.03.045>)
- Knoll, L., Breuer, L., & Bach, M. (2020). Nation-wide estimation of groundwater redox conditions and ni-trate concentrations through machine learning. *Environmental Research Letters*, 15(6), 064004. (<https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab7d5c>)

- Krause, S., Bronstert, A., & Zehe, E. (2009). Seasonal variability of groundwater—Surface exchange and its implications for riparian groundwater nitrate retention at the Havel River. *International Journal of River Basin Management*, 7(4), 329–343. (<https://doi.org/10.1080/15715124.2009.9635392>)
- Krönlein, F., Horstmeyer, N., & Helmreich, B. (2015). Zustand der öffentlichen Kanalisation in Bayern (Stand 2012) (S. 143) [Abschlussbericht]. Technische Universität München / Bayerisches Landesamt für Umwelt (LfU). (https://www.lfu.bayern.de/wasser/kanalisation/doc/tum_abschlussbericht_zustand_kanalisation.pdf)
- Lerner, D. N., Yang, Y., Barrett, M. H., & Tellam, J. H. (1999). Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. In *Impacts of Urban Growth on Surface and Groundwater Quality*, Ellis JB (ed.). IAHS Publication No. 259. IAHS Press: Wallingford; 117–123.
- Lindtner, S., & Zessner, M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. *Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer*, 183.
- Lischeid, G., Alewell, C., Moritz, K., & Bittersohl, J. (2004). Trends in the Input-Output Relations: The Catchment Budgets. In E. Matzner (Hrsg.), *Biogeochemistry of Forested Catchments in a Changing Environment: A German Case Study* (S. 437–454). Springer. (https://doi.org/10.1007/978-3-662-06073-5_24)
- MacDonald, J. A., Dise, N. B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P., & Forsius, M. (2002). Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*, 8(10), 1028–1033. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00532.x>)
- Meißner, R. (1993). Der Einfluß von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Stickstoff-austrag mit dem Sickerwasser. Geesthacht: GKSS.
- Meißner, R., Seeger, J., Rupp, H., & Schonert, P. (1999). Estimating the effects of set-aside on water quality: Scaling-up of lysimeter studies. *Land Degradation & Development*, 10(1), 13–20. ([https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199901/02\)10:1<13::AID-LDR308>3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<13::AID-LDR308>3.0.CO;2-I))
- Mellert, K. H., Gensior, A., & Kölling, C. (2005). Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, C., 2005. Stickstoffsättigung in den Wädlern Bayerns—Ergebnisse der nitratinventur. *Forstarchiv* 76, 35-43.
- Merkel, B., Grossmann, J., & Udluft, P. (1988). Effect of urbanization on a shallow Quaternary aquifer. In: *Proceedings of the International Symposium of Hydrological Processes and Water Management in Urban areas*, 24–29 April 1988, Duisburg. FRG, pp. 461–468.
- Mikac, N., Cosovic, B., Ahel, M., Andreis, S., & Tonicic, Z. (1998). Assessment of groundwater contamination in the vicinity of a municipal solid waste landfill (Zagreb, Croatia). *Water Science and Technology*, 37(8), 37–44. (<https://doi.org/10.2166/wst.1998.0306>)
- Mishra, S., Tiwary, D., Ohri, A., & Agnihotri, A. K. (2019). Impact of Municipal Solid Waste Landfill leachate on groundwater quality in Varanasi, India. *Groundwater for Sustainable Development*, 9, 100230. (<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2019.100230>)
- Mor, S., Ravindra, K., Dahiya, R. P., & Chandra, A. (2006). Leachate Characterization and Assessment of Groundwater Pollution Near Municipal Solid Waste Landfill Site. *Environmental Monitoring and Assessment*, 118(1), 435–456. (<https://doi.org/10.1007/s10661-006-1505-7>)
- Murray, J. P., Rouse, J. V., & Carpenter, A. B. (1981). Groundwater contamination by sanitary landfill leachate and domestic wastewater in carbonate terrain: Principal source diagnosis, chemical transport characteristics and design implications. *Water Research*, 15(6), 745–757. ([https://doi.org/10.1016/0043-1354\(81\)90168-8](https://doi.org/10.1016/0043-1354(81)90168-8))
- Necpálová, M., Casey, I., & Humphreys, J. (2013). Effect of ploughing and reseeded of permanent grassland on soil N, N leaching and nitrous oxide emissions from a clay-loam soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95(3), 305–317. (<https://doi.org/10.1007/s10705-013-9564-y>)
- Nguyen, H. H., & Venohr, M. (2021). Harmonized assessment of nutrient pollution from urban systems including losses from sewer exfiltration: A case study in Germany. *Environmental Science and Pollution Research*. (<https://doi.org/10.1007/s11356-021-12440-9>)

- Pinay, G., Black, V. J., Planty-Tabacchi, A. M., Gumiero, B., & Décamps, H. (2000). Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry*, 50(2), 163–182. (<https://doi.org/10.1023/A:1006317004639>)
- Prasuhn, V. (2016). Abklärungen zum Umweltziel Landwirtschaft: Reduktion der landwirtschaftsbedingten Stickstoffeinträge in die Gewässer um 50% gegenüber 1985 (Bericht | Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Prescott, C. E. (1997). Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95(3), 253–260. ([https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00027-3](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00027-3))
- Qualls, R. G., Haines, B. L., Swank, W. T., & Tyler, S. W. (2000). Soluble Organic and Inorganic Nutrient Fluxes in Clearcut and Mature Deciduous Forests. *Soil Science Society of America Journal*, 64(3), 1068–1077. (<https://doi.org/10.2136/sssaj2000.6431068x>)
- Rivett, M. O., Buss, S. R., Morgan, P., Smith, J. W. N., & Bemment, C. D. (2008). Nitrate attenuation in groundwater: A review of biogeochemical controlling processes. *Water Research*, 42(16), 4215–4232. (<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.07.020>)
- Rothe, A., & Mellert, K. H. (2004). Effects of Forest Management on Nitrate Concentrations in Seepage Water of Forests in Southern Bavaria, Germany. *Water, Air, and Soil Pollution*, 156(1), 337–355. (<https://doi.org/10.1023/B:WATE.0000036826.17273.b3>)
- Rutsch, M., Rieckermann, J., Cullmann, J., Ellis, J. B., Vollertsen, J., & Krebs, P. (2008). Towards a better understanding of sewer exfiltration. *Water Research*, 42(10), 2385–2394. (<https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.01.019>)
- Schaap, M., Hendriks, C., & Kranenburg, R. (2018). PINETI-3: Modellierung atmosphärischer Stoffeinträge von 2000 bis 2015 zur Bewertung der ökosystem-spezifischen Gefährdung von Biodiversität durch Luftschadstoffe in Deutschland. 149 S.
- Scherer-Lorenzen, M., Palmberg, C., Prinz, A., & Schulze, E.-D. (2003). The Role of Plant Diversity and Composition for Nitrate Leaching in Grasslands. *Ecology*, 84(6), 1539–1552.
- Schreiber, L., Wolke, P., Rejman-Rasinska, E., & Hannappel, S. (2020). Evaluierung der Einstufung von 41 Grundwasserkörpern in den schlechten chemischen Zustand wegen Nitrat für den zweiten Bewirtschaftungsplan nach EG-WRRL im Jahr 2015 durch den NLWKN. Gutachten, Kurzfassung. HYDOR Consult GmbH, Berlin.
- Serhal, H., Bernard, D., Khattabi, J. E., Sabine, B.-L., & Shahrour, I. (2009). Impact of fertilizer application and urban wastes on the quality of groundwater in the Cambrai Chalk aquifer, Northern France. *Environmental Geology*, 57(7), 1579–1592. (<https://doi.org/10.1007/s00254-008-1433-7>)
- Smolander, A., Priha, O., Paavolainen, L., Steer, J., & Mälkönen, E. (1998). Nitrogen and carbon transformations before and after clear-cutting in repeatedly N-fertilized and limed forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 30(4), 477–490. ([https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00141-7](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00141-7))
- Sophocleous, M. (2002). Interactions between groundwater and surface water: The state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 52–67. (<https://doi.org/10.1007/s10040-001-0170-8>)
- Steegmüller, S. (2017). Stickstoffflüsse in Wäldern und (semi-)natürlicher Vegetation 2010-2014. MSc-Arbeit, Universität Gießen, Institut für Landschaftsökologie und Ressourcenmanagement.
- Stich, G., & Milke, H. (2017). Betriebs- und Leistungsfähigkeit von vollbiologischen Kleinkläranlagen bis 50 EW (S. 322) [Abschlussbericht]. Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung - BDZ e.V. und Institut für Wasserbau und Siedlungswasserwirtschaft der HTWK Leipzig (<https://www.wasser.sachsen.de/download/KKAAbschlussbericht.pdf>)
- Straub, A. (2008). Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen. Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der Brandenburgischen Techn. Univ.
- Swank, W. T., Swift, L. W., & Douglass, J. E. (1988). Streamflow Changes Associated with Forest Cutting, Species Conversions, and Natural Disturbances. In Wayne T. Swank & D. A. Crossley (Hrsg.), *Forest Hydrology and Ecology at Coweeta* (S. 297–312). Springer. (https://doi.org/10.1007/978-1-4612-3732-7_22)

- Takal, J. K., & Quaye-Ballard, J. A. (2018). Bacteriological contamination of groundwater in relation to septic tanks location in Ashanti Region, Ghana. *Cogent Environmental Science*, 4(1), 1556197. (<https://doi.org/10.1080/23311843.2018.1556197>)
- Thoma, R. (2011). Auswirkungen undichter Grundleitungen mit häuslichem Abwasser auf Boden und Grundwasser [Würzburg]. (<https://ingesblog11.files.wordpress.com/2014/10/hba64-thoma-2011-dissertation-ueberblick.pdf>)
- Triska, F. J., Kennedy, V. C., Avanzino, R. J., Zellweger, G. W., & Bencala, K. E. (1989). Retention and Transport of Nutrients in a Third-Order Stream in Northwestern California: Hyporheic Processes. *Ecology*, 70(6), 1893–1905. (<https://doi.org/10.2307/1938120>)
- UBA. (2017). *Gewässer in Deutschland: Zustand und Bewertung*.
- Uhlig, M., Gebel, M., Halbfaß, S., & Liedl, R. (2010). Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. *Grundwasser*, 15(3), 163–176. (<https://doi.org/10.1007/s00767-010-0141-x>)
- van der Salm, C., de Vries, W., Reinds, G. J., & Dise, N. B. (2007). N leaching across European forests: Derivation and validation of empirical relationships using data from intensive monitoring plots. *Forest Ecology and Management*, 238(1), 81–91. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.092>)
- Van Drecht, G., Bouwman, A. F., Harrison, J., & Knoop, J. M. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4). (<https://doi.org/10.1029/2009GB003458>)
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M., & Behrendt, H. (2011). Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. *International Review of Hydrobiology*, 96(5), 435–483. (<https://doi.org/10.1002/iroh.201111331>)
- Venohr, M., & Nguyen, H. H. (2020). Zwischenbericht zu den Arbeiten im Projekt AGRUM-DE (Berichtszeitraum: 01.01.2020 – 31.12.2020). Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (IGB).
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: A review and case study. *Water Research*, 39(1), 3–16. (<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.026>)
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2006). Potential nitrate leaching to groundwater from house building. *Hydrological Processes*, 20(9), 2077–2081. (<https://doi.org/10.1002/hyp.6143>)
- Weis, W., Huber, C., & Göttlein, A. (2001). Regeneration of mature Norway spruce stands: Early effects of selective cutting and clear cutting on seepage water quality and soil fertility. *The Scientific World Journal*, 1 Suppl 2, 493–499. (<https://doi.org/10.1100/tsw.2001.327>)
- Wendland, F., Bergmann, S., Eisele, M., Gömann, H., Herrmann, F., Kreins, P., & Kunkel, R. (2020). Model-Based Analysis of Nitrate Concentration in the Leachate—The North Rhine-Westfalia Case Study, Germany. *Water*, 12(2), 550. (<https://doi.org/10.3390/w12020550>)
- Wick, K., Heumesser, C., & Schmid, E. (2012). Groundwater nitrate contamination: Factors and indicators. *Journal of Environmental Management*, 111, 178–186. (<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.06.030>)
- Withers, P. J., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2014). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12(2), 123–130. (<https://doi.org/10.1890/130131>)
- Wolf, L., Eiswirth, M., & Hötzl, H. (2006). Assessing sewer–groundwater interaction at the city scale based on individual sewer defects and marker species distributions. *Environmental Geology*, 49(6), 849–857. (<https://doi.org/10.1007/s00254-006-0180-x>)
- Wroblicky, G. J., Campana, M. E., Valett, H. M., & Dahm, C. N. (1998). Seasonal variation in surface-sub-surface water exchange and lateral hyporheic area of two stream-aquifer systems. *Water Resources Research*, 34(3), 317–328. (<https://doi.org/10.1029/97WR03285>)

ANHANG 1

Literaturrecherche zu Nitratreinträgen aus urbanen Gebieten, Wald und naturnaher Vegetation

Quelle	Ort	kg N/ (km ² *a)	Original- wert	Einheit	Bemerkung
1. Urban					
1.1 Urban - gesamt					
Beier, 2008	Darmstadt	677	3	t NO ₃ /(km ² *a)	Immission urban bezogen auf gesamt Darmstadt
Lerner et al., 1999	Nottingham	210	21	kg N/(ha*a)	
Uhlig et al., 2010	Sachsen	129	5,7	kg NO ₃ /(km ² *a)	
Serhal et al., 2009	Nordfrankreich	400	4	kg N/(ha*a)	Kommunen mit hohe Sammelrate
	Nordfrankreich	5000	50	kg N/(ha*a)	"Proville"; geringe Sammelrate
	Nordfrankreich	2100	21	kg N/(ha*a)	"Cabrai"
Ascott et al., 2018	England	177	2,3	kt/a	Abgeschätzt: Annahme 10% urbane Fläche von rd. 130.400 km ² Landfläche
Kliebsch et al., 1998	Niedersachsen	800	8	kg N/(ha*a)	
Bach et al., 2020	Deutschland	590	5,9	kg N/(ha*a)	
1.2 Urban - Abwasserexfiltration					
Beier, 2008	Darmstadt	700	0,7	t N/(km ² *a)	Flächenbezogene Abwasserexfiltration aus Abwasserkanalisation
Eiswirth, 1995	Plittersdorf, Rastatt	226	10	kg NO ₃ /(ha*a)	Eintrag in den Untergrund bezogen auf eine Fläche von 0,03 km ²
Härig, 1991	Hannover	300	30	kg N/(ha*a)	Einträge bezogen auf Teilflächen mit exfiltrierenden Kanälen
Dohmann, 1995	ehem. BRD	95	0,02-0,17 (0,095)	t N/(ha*a)	aus Beier (2008) gemittelt
Wakida & Lerner, 2005	Nottingham	270	2,7	kg N/(ha*a)	
Merkel et al., 1988	München	1900	19	kg N/(ha*a)	aus Wakida & Lerner (2005)
Bach, Knoll, et al., 2020	Deutschland	1000	10	kg N/(ha*a)	
Thoma, 2011	Hamburg	22,5	1	kg NO ₃ /(ha*a)	
Ascott et al., 2018	England	353	4,6	kt/a	Abgeschätzt: Annahme 10% urbane Fläche (rd. 130.400 km ² nach https://www.lexas.de/europa/vereinigtes_koenigreich/england/index.aspx)

Quelle	Ort	kg N/ (km ² *a)	Original- wert	Einheit	Bemerkung
Gu et al., 2013	China	8700	0,6	TgN/a	Abgeschätzt aus urbaner Fläche (6,9 x 10 ⁴ nach Kuang, 2020)
Van Drecht et al., 2009	Global	3300	6,4	TgN/a	Abgeschätzt: Annahme urbane Fläche ≈ 1,3% (Mittel aus Potere & Schneider (2007) der weltweiten Landfläche (150 Mio. km ²))
1.3 Urban – Sonstige Flächen					
Bach, Knoll, et al., 2020	Deutschland	900	9	kg N/(ha*a)	Siedlungs- u. Verkehrsflächen
Behrendt et al., 2002	Deutschland	400	4	kg N/(ha*a)	Laubfall und tierische Exkrememente, versiegelte Flächen
Venohr et al., 2011	Deutschland	400	4	kg N/(ha*a)	Laubfall und tierische Exkrememente, versiegelte Flächen
Wakida & Lerner, 2006	Großbritannien	8300	28 - 138 (83)	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Gebäudebau
Bachmann et al., 1995	Hannover	1580	70	kg NO ₃ /(ha*a)	Gartenbaubetrieb
		722	32	kg NO ₃ /(ha*a)	Kleingarten
		564	25	kg NO ₃ /(ha*a)	Kleingarten
		429	19	kg NO ₃ /(ha*a)	Kleingarten
		384	17	kg NO ₃ /(ha*a)	Hausgarten
		316	14	kg NO ₃ /(ha*a)	Parkrasen
		248	11	kg NO ₃ /(ha*a)	Parkrasen
		113	5	kg NO ₃ /(ha*a)	Parkrasen
Kliebsch et al., 1998	Niedersachsen	400	4	kg N/(ha*a)	Spielplatz
		700	7	kg N/(ha*a)	Sportplatz
		500	5	kg N/(ha*a)	Wiese
		700	7	kg N/(ha*a)	Zierrasen
		500	5	kg N/(ha*a)	Bahnschotter
		300	3	kg N/(ha*a)	Betonplatten
		800	8	kg N/(ha*a)	Kleinpflaster
		500	5	kg N/(ha*a)	Kopfsteinpflaster
		500	5	kg N/(ha*a)	Verbundpflaster

Quelle	Ort	kg N/ (km ² *a)	Original- wert	Einheit	Bemerkung
2. Wald und naturnahe Vegetation					
2.1 Wald					
Kiese et al., 2011	Schleswig-Holstein	230	2,3	kg N/(ha*a)	
	Hamburg	100	1	kg N/(ha*a)	
	Niedersachsen	440	4,4	kg N/(ha*a)	
	Bremen	160	1,6	kg N/(ha*a)	
	Nordrhein-Westf.	670	6,7	kg N/(ha*a)	
	Hessen	300	3	kg N/(ha*a)	
	Rheinland-Pfalz	490	4,9	kg N/(ha*a)	
	Baden-Württembg.	600	6	kg N/(ha*a)	
	Bayern	650	6,5	kg N/(ha*a)	
	Saarland	1010	10,1	kg N/(ha*a)	
	Berlin	640	6,4	kg N/(ha*a)	
	Brandenburg	450	4,5	kg N/(ha*a)	
	Mecklenburg-Vorp.	480	4,8	kg N/(ha*a)	
	Sachsen	630	6,3	kg N/(ha*a)	
	Sachsen-Anhalt	570	5,7	kg N/(ha*a)	
Thüringen	680	6,8	kg N/(ha*a)		
Deutschland ges.	550	5,5	kg N/(ha*a)		
Heldstab et al., 2010	Schweiz	670	4 - 13 (8,5)	ktN/a	Annahme: Waldfläche Schweiz 12.540 km ²
MacDonald et al., 2002	Europa	580	1 - 43 (5,8)	kg N/(ha*a)	
van der Salm et al., 2007	Europa	200	144 - 152 (147)	mol/(ha*a)	
Borken & Matzner, 2004	Deutschland	460	0 - 26,5 (4,6)	kg N/(ha*a)	
		580	5,8	kg N/(ha*a)	Fichtenwald
		190	1,9	kg N/(ha*a)	Buchenwald
		120	1,2	kg N/(ha*a)	Eichenwald
		50	0,5	kg N/(ha*a)	Kiefernwald
Stegmüller, 2017	Deutschland	460	52,5	kt N/a	Annahme: Waldfläche Deutschland 114.191 km ²
De Vries et al., 2010	Niederlande	870	8,7	kg N/(ha*a)	Eichen

Quelle	Ort	kg N/ (km ² *a)	Original- wert	Einheit	Bemerkung
	Niederlande	2140	21,4	kg N /(ha*a)	Douglasie
	Niederlande	100	1	kg N /(ha*a)	Kiefer
Mellert et al., 2005	Bayern	575	66% 0-5; 20% 5-15; 14% >15	kg N /(ha*a)	aus Kiese et al. 2011; gemittelt
Bach et al., 2020	Deutschland	500	5	kg N /(ha*a)	
Lischeid et al., 2004	Fichtelgebirge	500	5	kg N /(ha*a)	
Dise et al., 2009	Deutschland	550	5,5	kg N /(ha*a)	Mittelwert IFEF Datenbasis
Groffman et al., 2009	Baltimore	230	0,23	g N /m ² *a	
		300	0,3	g N /m ² *a	
		790	0,79	g N /m ² *a	
		110	0,11	g N /m ² *a	
		50	0,05	g N /m ² *a	gestörter/entfernter Standort
		220	0,22	g N /m ² *a	gestörter/entfernter Standort
		170	0,17	g N /m ² *a	gestörter/entfernter Standort
Bach, Häußermann, et al., 2020	Deutschland	590	5,9	kg N /(ha*a)	Nadelwald
		500	5	kg N /(ha*a)	Laubwald
		580	5,8	kg N /(ha*a)	Mischwald
Prasuhn, 2016	Schweiz	640	0,1 - 86 (6,4)	kg N /(ha*a)	Median aus 40 Standorten
Christiansen et al., 2006	Norwegen	3910	39,1	kg NO ₃ -N /(ha*a)	Buchenwald
		50	0,5	kg NO ₃ -N /(ha*a)	Fichtenwald
De Vries et al., 1995 aus DWA, 2020	Niederlande	2640	26,4	kg N /(ha*a)	Douglasie
		630	6,3	kg N /(ha*a)	Fichtenwald
		1250	12,5	kg N /(ha*a)	Kiefernwald
		490	4,9	kg N /(ha*a)	Buchenwald
		650	6,5	kg N /(ha*a)	Eichenwald
		1170	11,7	kg N /(ha*a)	Mittelwert
Callesen et al., 1999 aus DWA, 2020	Dänemark	400	2 - 6 (4)	kg N /(ha*a)	gemittelt

Quelle	Ort	kg N/ (km ² *a)	Original- wert	Einheit	Bemerkung
Horvath et al., 2005, 2009, 2011 aus DWA, 2020	Weser-Ems	2300	23	kg N /(ha*a)	Mittlere Austragsraten
1.2 Naturnahe Vegetation					
Bach, Häußermann, et al., 2020	Deutschland	500	5	kg N /(ha*a)	Grünland
Groffman et al., 2009	Baltimore	140	0,14	g N /m ² *a	Grünland
		1200	1,2	g N /m ² *a	Grünland
		1800	1,8	g N /m ² *a	Grünland
		2500	2,5	g N /m ² *a	Grünland
Bobbink et al., 1998	Niederlande	70	0,7	kg N /(ha*a)	Grünland
Bach, Häußermann, et al., 2020	Deutschland	440	4,4	kg N /(ha*a)	Grünland
		480	4,8	kg N /(ha*a)	Semi-natürliche Vegetation
Scherer-Lorenzen et al., 2003	Bayreuth	100	1	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland - hohe Diversität
		1200	8 - 16 (12)	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland - geringe Diversität (gemittelt)
Necpálová et al., 2013	Irland	239	2,39	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland
		413	4,13	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland
		495	4,95	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland, umgebrochen
		411	4,11	kg NO ₃ -N/(ha*a)	Dauergrünland, umgebrochen
Meißner, 1993 aus DWA, 2020	Deutschland	310	3,1	kg N /(ha*a)	Dauerbrachen
Meißner et al., 1999 aus DWA, 2020	Deutschland	500	5	kg N /(ha*a)	Dauerbrachen
Beisecker et al., 2012 aus DWA, 2020	-	410	0,3 - 9,4 (4,1)	kg NO ₃ -N /(ha*a)	Feuchtgebiete allgemein
	-	40	0,3 - 0,6 (0,4)	kg NO ₃ -N /(ha*a)	Hochmoore
	-	110	1,1	kg NO ₃ -N /(ha*a)	Niedermoore

Quellen zur Literaturrecherche zu Nitrateinträgen aus urbanen Gebieten, Wald und naturnaher Vegetation

- Ascott, M. J., Goody, D. C., & Surridge, B. W. J. (2018). Public Water Supply Is Responsible for Significant Fluxes of Inorganic Nitrogen in the Environment. *Environmental Science & Technology*, 52(24), 14050–14060. (<https://doi.org/10.1021/acs.est.8b03204>)
- Bach, M., Häußermann, U., Klement, L., Knoll, L., Breuer, L., Weber, T., Fuchs, S., Heldstab, J., Reutimann, J., & Schächli, B. (2020). Reaktive Stickstoffflüsse in Deutschland 2010-2014 (DESTINO Bericht 2). 166.
- Bach, M., Knoll, L., Häußermann, U., & Breuer, L. (2020). Nitratbelastung des Grundwassers in Deutschland—Ist das Messnetz schuld? *Wasserwirtschaft*, 2020(6), 54.
- Bachmann, J., Pagel, R., & Faust, M. (1995). Die modellgestützte Analyse von Stofftransporten in Stadtböden am Beispiel der Nitrateinträge in das Grundwasser der Nordstadt. *Ber. Naturhist. Ges. Hannover*, 137, 99–107.
- Behrendt, H., Kornmilch, M., Opitz, D., Schmoll, O., & Scholz, G. (2002). Estimation of the nutrient inputs into river systems – experiences from German rivers. *Regional Environmental Change*, 3(1), 107–117. (<https://doi.org/10.1007/s10113-002-0042-3>)
- Beier, M. (2008). Urbane Beeinflussung des Grundwassers: Stoffemissionen und -immissionen am Beispiel Darmstadts. Techn. Universität Darmstadt.
- Beisecker, R., Evers, J., Jacobsen, C., Meesenburg, H., Bittersohl, J., Walther, W., Gröger, J., Blankenburg, J., Rupp, H., Schrautzer, J., Kubal, C., Seeger, J., & Meißner, R. (2012). Diffuse Stoffausträge aus Wald und naturnahen Nutzungen [Abschlussbericht]. LAWA-Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser. (http://www.laenderfinanzierungsprogramm.de/static/LFP/Dateien/LAWA/AG/G-1_11-120515_Endbericht_LAWA_Stoffaustraege_Weitergabe.pdf)
- Bobbink, R., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86(5), 717–738. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2745.1998.8650717.x>)
- Borken, W., & Matzner, E. (2004). Nitrate leaching in forest soils: An analysis of long-term monitoring sites in Germany. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 167(3), 277–283. (<https://doi.org/10.1002/jpln.200421354>)
- Callesen, I., Raulund-Rasmussen, K., Gundersen, P., & Stryhn, H. (1999). Nitrate concentrations in soil solutions below Danish forests. *Forest Ecology and Management*, 114(1), 71–82. ([https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00382-X](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00382-X))
- Christiansen, J. R., Elberling, B., & Jansson, P.-E. (2006). Modelling water balance and nitrate leaching in temperate Norway spruce and beech forests located on the same soil type with the CoupModel. *Forest Ecology and Management*, 237(1), 545–556. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.090>)
- De Vries, W., van Grinsven, J. J. M., van Breemen, N., Leeters, E. E. J. M., & Jansen, P. C. (1995). Impacts of acid deposition on concentrations and fluxes of solutes in acid sandy forest soils in the Netherlands. *Geoderma*, 67(1–2), 17–43. ([https://doi.org/10.1016/0016-7061\(94\)00056-G](https://doi.org/10.1016/0016-7061(94)00056-G))
- De Vries, W., Wieggers, H. J. J., & Brus, D. J. (2010). Impacts of sampling design and estimation methods on nutrient leaching of intensively monitored forest plots in the Netherlands. *Journal of Environmental Monitoring*, 12(8), 1515–1523. (<https://doi.org/10.1039/C000218F>)
- Dise, N. B., Rothwell, J. J., Gauci, V., van der Salm, C., & de Vries, W. (2009). Predicting dissolved inorganic nitrogen leaching in European forests using two independent databases. *Science of the Total Environment*, 407(5), 1798–1808. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.11.003>)

- Dohmann, M. (1995). Vergleich der Boden- und Grundwasserbelastung undichter Kanäle mit anderen Schmutzstoffeinträgen.- Gewässerschutz-Wasser-Abwasser 152, 28. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft in Aachen, 18/1-18/26.
- DWA. (2020). DWA-Themen—Stoffeinträge aus Wald (3/2020). (<https://webshop.dwa.de/de/dwa-themen-stoffeintraege-in-gewasser-3-2020.html>)
- Eiswirth, M. (1995). Charakterisierung und Simulation des Schadstofftransports aus Abwasserkanälen und Mülldeponien. (<https://publikationen.bibliothek.kit.edu/62695>)
- Groffman, P. M., Williams, C. O., Pouyat, R. V., Band, L. E., & Yesilonis, I. D. (2009). Nitrate Leaching and Nitrous Oxide Flux in Urban Forests and Grasslands. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1848–1860. (<https://doi.org/10.2134/jeq2008.0521>)
- Gu, B., Ge, Y., Chang, S. X., Luo, W., & Chang, J. (2013). Nitrate in groundwater of China: Sources and driving forces. *Global Environmental Change*, 23(5), 1112–1121. (<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.004>)
- Härig, F. (1991). Auswirkungen des Wasseraustauschs zwischen undichten Kanalisationssystemen und dem Aquifer auf das Grundwasser. Institut für Wasserwirtschaft, Hydrologie und Landwirtschaftlichen Wasserbau, Universität Hannover.
- Heldstab, J., Reutimann, J., Biedermann, R., & Leu, D. (2010). Stickstoffflüsse in der Schweiz. Stoffflussanalyse für das Jahr 2005. Bundesamt für Umwelt, Bern.
- Horvath, B., Meesenburg, H., & Meiwes, K.-J. (2005). Bestandesspezifische Nitratversickerung unter Wald im Raum Weser-Ems. In: Liesemann, K.; v. Wilpert, K. (Eds.) Wasservorsorge in bewaldeten Einzugsgebieten. *Berichte Freiburger Forstliche Forschung* 62: 47-52.
- Horvath, B., Meiwes, K.-J., & Meesenburg, H. (2009). Die Bedeutung von Baumart und Bestandesalter für die Nitratversickerung unter Wald in der Region Weser-Ems. *Forstarchiv* 80, Heft 2:35-41.
- Horvath, B., Meiwes, K.-J., & Meesenburg, H. (2011). Stickstoffaustrag und Stickstoffspeicherung in Waldböden bei hohem luftbürtigen Eintrag. *NW-FVA Göttingen*, 12 S. AFZ (in Vorbereitung).
- Kiese, R., Heinzeller, C., Werner, C., Wochele, S., Grote, R., & Butterbach-Bahl, K. (2011). Quantification of nitrate leaching from German forest ecosystems by use of a process oriented biogeochemical model. *Environmental Pollution*, 159(11), 3204–3214. (<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.05.004>)
- Kliebsch, K., Müller, U., & Ploeg, R. R. V. D. (1998). Nitrataustrag aus einer ländlichen Siedlungsfläche in Nordwestdeutschland. *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 161(5), 571–576. (<https://doi.org/10.1002/jpln.1998.3581610511>)
- Lerner, D. N., Yang, Y., Barrett, M. H., & Tellam, J. H. (1999). Loading of non-agricultural nitrogen in urban groundwater. In *Impacts of Urban Growth on Surface and Groundwater Quality*, Ellis JB (ed.). IAHS Publication No. 259. IAHS Press: Wallingford; 117 – 123.
- Lischeid, G., Alewell, C., Moritz, K., & Bittersohl, J. (2004). Trends in the Input-Output Relations: The Catchment Budgets. In E. Matzner (Hrsg.), *Biogeochemistry of Forested Catchments in a Changing Environment: A German Case Study* (S. 437–454). Springer. (https://doi.org/10.1007/978-3-662-06073-5_24)
- MacDonald, J. A., Dise, N. B., Matzner, E., Armbruster, M., Gundersen, P., & Forsius, M. (2002). Nitrogen input together with ecosystem nitrogen enrichment predict nitrate leaching from European forests. *Global Change Biology*, 8(10), 1028–1033. (<https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00532.x>)

- Meißner, R. (1993). Der Einfluß von Flächenstilllegung und Extensivierung auf den Stickstoff-austrag mit dem Sickerwasser. Geesthacht: GKSS.
- Meißner, R., Seeger, J., Rupp, H., & Schonert, P. (1999). Estimating the effects of set-aside on water quality: Scaling-up of lysimeter studies. *Land Degradation & Development*, 10(1), 13–20. ([https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-145X\(199901/02\)10:1<13::AID-LDR308>3.0.CO;2-I](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-145X(199901/02)10:1<13::AID-LDR308>3.0.CO;2-I))
- Mellert, K. H., Gensior, A., & Kölling, C. (2005). Mellert, K.H., Gensior, A., Kölling, C., 2005. Stickstoffsättigung in den Wädlern Bayerns—Ergebnisse der nitratinventur. *Forstarchiv* 76, 35-43.
- Merkel, B., Grossmann, J., & Udluft, P. (1988). Effect of urbanization on a shallow Quaternary aquifer. In: *Proceedings of the International Symposium of Hydrological Processes and Water Management in Urban areas*, 24–29 April 1988, Duisburg. FRG, pp. 461–468.
- Necpálová, M., Casey, I., & Humphreys, J. (2013). Effect of ploughing and reseeded of permanent grassland on soil N, N leaching and nitrous oxide emissions from a clay-loam soil. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 95(3), 305–317. (<https://doi.org/10.1007/s10705-013-9564-y>)
- Prasuhn, V. (2016). Abklärungen zum Umweltziel Landwirtschaft: Reduktion der landwirtschaftsbedingten Stickstoffeinträge in die Gewässer um 50% gegenüber 1985 (Bericht | Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU)). Bundesamt für Umwelt BAFU.
- Scherer-Lorenzen, M., Palmberg, C., Prinz, A., & Schulze, E.-D. (2003). The Role of Plant Diversity and Composition for Nitrate Leaching in Grasslands. *Ecology*, 84(6), 1539–1552.
- Serhal, H., Bernard, D., Khattabi, J. E., Sabine, B.-L., & Shahrour, I. (2009). Impact of fertilizer application and urban wastes on the quality of groundwater in the Cambrai Chalk aquifer, Northern France. *Environmental Geology*, 57(7), 1579–1592. (<https://doi.org/10.1007/s00254-008-1433-7>)
- Stegmüller, S. (2017). Stickstoffflüsse in Wäldern und (semi-) natürlicher Vegetation 2010-2014. Justus-Liebig-Universität.
- Thoma, R. (2011). Auswirkungen undichter Grundleitungen mit häuslichem Abwasser auf Boden und Grundwasser [Würzburg]. (<https://ingesblog11.files.wordpress.com/2014/10/hba64-thoma-2011-dissertation-ueberblick.pdf>)
- Uhlig, M., Gebel, M., Halbfuß, S., & Liedl, R. (2010). Mesoskalige Modellierung der grundwasserbürtigen Nitratbelastung von Fließgewässern. *Grundwasser*, 15(3), 163–176. (<https://doi.org/10.1007/s00767-010-0141-x>)
- van der Salm, C., de Vries, W., Reinds, G. J., & Dise, N. B. (2007). N leaching across European forests: Derivation and validation of empirical relationships using data from intensive monitoring plots. *Forest Ecology and Management*, 238(1), 81–91. (<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.09.092>)
- Van Drecht, G., Bouwman, A. F., Harrison, J., & Knoop, J. M. (2009). Global nitrogen and phosphate in urban wastewater for the period 1970 to 2050. *Global Biogeochemical Cycles*, 23(4). (<https://doi.org/10.1029/2009GB003458>)
- Venohr, M., Hirt, U., Hofmann, J., Opitz, D., Gericke, A., Wetzig, A., Natho, S., Neumann, F., Hürdler, J., Matranga, M., Mahnkopf, J., Gadegast, M., & Behrendt, H. (2011). Modelling of Nutrient Emissions in River Systems – MONERIS – Methods and Background. *International Review of Hydrobiology*, 96(5), 435–483. (<https://doi.org/10.1002/iroh.201111331>)
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2005). Non-agricultural sources of groundwater nitrate: A review and case study. *Water Research*, 39(1), 3–16. (<https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.026>)
- Wakida, F. T., & Lerner, D. N. (2006). Potential nitrate leaching to groundwater from house building. *Hydrological Processes*, 20(9), 2077–2081. (<https://doi.org/10.1002/hyp.6143>)

ANHANG 2

Nitratkonzentrationen im Zustrom und im Abstrom von 31 Deponien in Hessen (Quelle: HLNUG)

Deponie	Anzahl Messstellen ins.	Abstrom- Messstellen	Zustrom- Messstellen	Hydrogeologi- scher Teilraum (ID)	Nitratkonzentrationen im Zustrom [mg NO ₃ /l]			Nitratkonzentrationen im Abstrom [mg NO ₃ /l]			Differenz Abstrom - Anstrom	Kontaminations- faktor (KF) Abstrom/ Anstrom	Beurteilung
					Mittel- wert	Min.	Max.	Mittel- wert	Min.	Max.			
Altenhasslau	2	1	1	101	118,6	118,6	118,6	35,00	35,00	35,00	-83,63	0,30	Abnahme
Am Breitenberg	4	3	1	54	1,11	1,11	1,11	15,85	9,55	22,98	14,74	14,31	Zunahme
Am Mittelrück	1	0	1	52	1,69	1,69	1,69						
Am Stempel	1	1	0	52				0,00	0,00	0,00			
Asslar	2	2	0	81				2,20	1,04	3,36			
Bastwald	3	3	0	33				7,58	6,53	8,76			
Beselich	10	9	1	81	3,73	3,73	3,73	3,56	0,09	14,97	-0,17	0,95	Abnahme
Brandholz	1	0	1	81	0,69	0,69	0,69						
Buderus Breidenbach	5	3	2	81	6,42	4,87	7,97	6,94	0,00	16,39	0,52	1,08	unverändert
Büttelborn	5	0	5	31	27,91	0,20	74,07						
Dreieich-Buchschatz	22	13	9	31	19,61	7,99	54,76	6,76	0,00	28,94	-12,85	0,34	Abnahme
Dyckerhoffbruch	15	10	5	31	0,20	0,00	0,82	0,92	0,00	5,95	0,72	4,65	Zunahme
Eulingsberg	6	4	2	81	9,53	8,15	10,91	7,39	0,00	14,51	-2,14	0,78	Abnahme
Flechtdorf	6	4	2	81	4,10	2,77	5,43	11,61	0,02	23,01	7,51	2,83	Zunahme
Gießen - Hohe Warte	10	10	0	33				0,44	0,00	2,59			
Gießen-Allendorf	5	4	1	81	7,68	7,68	7,68	20,15	0,04	35,40	12,47	2,62	Zunahme
Hailer	12	11	1	101	31,79	31,79	31,79	16,64	0,00	44,37	-15,14	0,52	Abnahme
Kalbach	6	4	2	52	22,76	2,59	42,94	6,09	0,91	14,07	-16,67	0,27	Abnahme
Kirschenplantage	7	3	4	51	32,73	14,56	65,29	23,43	8,86	41,40	-9,30	0,72	Abnahme
Lampertheim	29	25	4	31	51,47	6,74	89,00	2,43	0,00	19,16	-49,03	0,05	Abnahme

Limburg-Lindenholzhausen	6	3	3	81	57,07	51,67	60,30	6,41	0,00	17,47	-50,66	0,11	Abnahme
Tongrube West	5	3	2	101	87,82	13,85	161,79	1,88	0,24	2,75	-85,95	0,02	Abnahme
Nieder-Ofleiden	4	3	1	33	23,79	23,79	23,79	28,35	18,18	36,07	4,57	1,19	unverändert
Odenwald	21	19	2	101	12,07	2,33	21,81	12,35	0,00	37,76	0,28	1,02	unverändert
Offenbach	11	6	5	32	1,09	0,00	3,71	3,49	0,02	18,53	2,40	3,20	Zunahme
Reiskirchen	7	7	0	33				12,98	0,22	24,90			
Schelderwald	3	3	0	81				11,02	4,05	15,64			
Schlüchtern-Hohenz.	9	5	4	52	12,17	0,00	29,47	2,90	0,18	6,72	-9,27	0,24	Abnahme
Wabern	6	4	2	33	7,69	3,57	11,80	16,49	0,41	31,87	8,80	2,14	Zunahme
Wicker	15	9	6	31	32,49	0,80	126,63	13,91	0,93	34,87	-18,58	0,43	Abnahme
Summe/Mittel	240	173	67		23,93			9,88			-14,35		

ID Hydrogeologische Teilräume:

- 101 - Schwarzwald, Vorspessart und Odenwald
- 31 - Oberrheingraben mit Mainzer Becken
- 32 - Untermainsenke
- 33 - Nordhessisches Tertiär
- 51 - Nordwestdeutsches Bergland
- 52 - Mitteldeutscher Buntsandstein
- 54 - Thüringische Senke
- 81 - Rheinisches Schiefergebirge

ANHANG 3

Zusammenstellung der Parameter, die zur Ermittlung der Nitrateinträge verwendet wurden

Parameter	Bezeichnung	Quelle
EWZ	Einwohnerzahl	(BKG, 2020)
KFL	Gemeindefläche [km ²]	
EW _{an_K}	Einwohner an Kanalisation angeschlossen	übermittelt seitens HSL, 2020
EW _{KKA}	Einwohner an Kleinkläranlage angeschlossen	
EW _{AG}	Einwohner an abflusslose Grube angeschlossen	
EW _{AG_mE}	Einwohner an abflusslose Grube angeschlossen mit Entsorgung	
K _{ges_km}	Kanalnetz Gesamtlänge [km]	
K _{ges_MW_km}	Länge Mischwasserkanalisation [km]	
K _{ges_TW_km}	Länge Trennkanalisation [km]	
K _{ges_SW_km}	Länge Schmutzwasserkanalisation [km]	
K _{ges_RW_km}	Länge Regenwasserkanalisation [km]	
K _{alt_km}	Kanalnetz alt Gesamtlänge [km]	
K _{alt_MW_km}	Länge Mischwasserkanalisation alt [km]	
K _{alt_TW_km}	Länge Trennkanalisation alt [km]	
K _{alt_SW_km}	Länge Schmutzwasserkanalisation alt [km]	
K _{alt_RW_km}	Länge Regenwasserkanalisation alt [km]	
L _{priv}	Länge der Abwasserkanalisation pro angeschlossener Einwohner [m/EW]	Berechnet nach Nguyen & Venohr (2021)
K _{km}	Länge privater Abwasserkanalisation [km]	Eigene Berechnung
A _{lockerG}	Anteil Lockergestein [-]	(BGR & SGD, 2016)
NS _{mm}	Niederschlag [mm]	(DWD, 2021)
N _{pers}	Personenspezifischer Stickstoffeintrag 11,0 g/(EW x d)	(Lindtner & Zessner, 2003, DWA-A 226)
Q _{pers}	Personenspezifischer Wasserverbrauch 127,0 l/(EW x d)	(Karger & Hoffmann, 2013)
C _{spez}	Spezifische Stickstoffkonzentration aus N _{pers} und Q _{pers} : 0,087 g/l	Eigene Berechnung
Ret _{KKA}	Retentionskoeffizient für Kleinkläranlagen 0,5 [-]	(Stich & Milke, 2017; Straub, 2008; Venohr & Nguyen, 2020)
EXR _{o_neu}	Exfiltrationsrate öffentlicher Abwasserkanalisation; Angewendet für Kanalisation < 40 a [l/(s x km)]	(Nguyen & Venohr, 2021)
EXR _{o_alt}	Exfiltrationsrate öffentlicher Abwasserkanalisation; Angewendet für Kanalisation > 40 a [l/(s x km)]	
EXR _p	Exfiltrationsrate private Abwasserkanalisation [l/(s x km)]	
Q _{Exf_K_neu}	Exfiltrationsmenge öffentliche Kanalisation, < 40 Jahre [m ³ /a]	
Q _{Exf_K_alt}	Exfiltrationsmenge öffentliche Kanalisation, > 40 Jahre [m ³ /a]	
Q _{NS}	Niederschlagsabfluss [m ³ /a]	
N _K	Stickstoffeintragsfracht in das Grundwasser aus Abwasserexfiltration [kg/m ³]	

Parameter	Bezeichnung	Quelle
MW	Mischwasserkanalisation	
MW'	Mischwasserkanalisation, ohne Anteil Niederschlagsabfluss	
MW _{NS}	Mischwasserkanalisation, Anteil Niederschlagsabfluss	
SW	Schmutzwasserkanalisation	
RW	Regenwasserkanalisation	
priv	Private Abwasserkanalisation	
N _{AG}	Stickstoffeintrag aus abflusslosen Abwassergruben [kg/a]	
N _{KKA}	Stickstoffeintragsfracht aus Kleinkläranlagen [kg/a]	
N _{spez}	Nutzungsspezifischer Stickstoffeintrag	s. Tabelle 2 bis 3
Q _{urb_ratio}	Abflussbeiwert [-]	(Heaney et al., 1976)
A _{urb}	Urbane Fläche [m ²]	(BKG, 2018)
A _{urb_ver}	Urbane Fläche, versiegelt [m ²]	
A _{LF}	Landwirtschaftsfläche [m ²]	
A _{WL,WN,WM}	Waldfläche [m ²]	
A _{NV,FG,W}	Naturnahe Vegetationsfläche (außer Wald) [m ²]	
A _{DEP}	Deponieflächen [m ²]	
N _{URB}	Stickstoffeintragsfracht von urbanen Flächen [kg/a]	
N _{WL,WN,WM}	Stickstoffeintragsfracht von Waldflächen [kg/a]	
N _{NV}	Stickstoffeintragsfracht von naturnahen Vegetationsflächen [kg/a]	
N _{FG}	Stickstoffeintragsfracht von Feuchtgebietsflächen [kg/a]	
N _W	Stickstoffeintragsfracht von Wasserflächen [kg/a]	
C _{DEP}	Spezifische Nitrateintragskonzentration von Deponien [mg NO ₃ /l]	s. Anlage 2, HLNUG
G _{WNB}	Mittlere jährliche Grundwasserneubildung 1991 bis 2018 [mm]	HLNUG
N _{DEP}	Stickstoffeintragsfracht von Deponien [kg/a]	
URB1	Abwasserexfiltration und urbane versiegelte Flächen	
URB2	Nichtversiegelte urbane Flächen	
WL	Laubwald	(BKG, 2018)
WN	Nadelwald	
WM	Mischwald	
NV	Naturnahe Vegetation	
FG	Feuchtgebiete	
W	Wasserflächen	
DEP	Deponie	

Quellen zu den Parametern, die zur Ermittlung der Nitrateinträge verwendet wurden

BGR & SGD. (2016). Hydrogeologische Übersichtskarte von Deutschland 1:200.000, Oberer Grundwasserleiter (HÜK200 OGWL) (Version 3.0) [Map]. Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe (BGR) & Staatliche Geologische Dienste (SGD). (https://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Wasser/Projekte/laufend/Beratung/Huek200/huek200_projektbeschr.html)

- BKG. (2018). Digitales Landbedeckungsmodell für Deutschland LBM-DE2015 [Map]. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-landbedeckungsmodell-fur-deutschland-stand-2015-lbm-de2015.html>)
- BKG. (2020). Verwaltungsgebiete 1: 250 000 VG250 und VG250-EW [Map]. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. (<https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/verwaltungsgebiete/verwaltungsgebiete-1-250-000-mit-einwohnerzahlen-ebenen-stand-31-12-vg250-ew-ebenen-31-12.html>)
- DWD. (2021). Jahressumme der Stationsmessungen der Niederschlagshöhe in mm für Deutschland.
- Heaney, J. P., Huber, W. C., & Nix, S. J. (1976). Storm Water Management Model: Level I, Preliminary Screening Procedures. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Municipal Environmental Research Laboratory.
- Karger, R., & Hoffmann, F. (2013). Wasserversorgung: Gewinnung - Aufbereitung - Speicherung - Verteilung (14. Aufl.). Springer Vieweg. (<https://doi.org/10.1007/978-3-8348-2096-9>)
- Lindtner, S., & Zessner, M. (2003). Abschätzung von Schmutzfrachten in der Abwasserentsorgung bei unvollständiger Datenlage. Wiener Mitteilungen Wasser-Abwasser-Gewässer, 183.
- Nguyen, H. H., & Venohr, M. (2021). Harmonized assessment of nutrient pollution from urban systems including losses from sewer exfiltration: A case study in Germany. Environmental Science and Pollution Research. (<https://doi.org/10.1007/s11356-021-12440-9>)
- Stich, G., & Milke, H. (2017). Betriebs- und Leistungsfähigkeit von vollbiologischen Kleinkläranlagen bis 50 EW (S. 322) [Abschlussbericht]. Bildungs- und Demonstrationszentrum für dezentrale Abwasserbehandlung - BDZ e.V. und Institut für Wasserbau und Siedlungswasserwirtschaft der HTWK Leipzig (<https://www.wasser.sachsen.de/download/KKAAbschlussbericht.pdf>)
- Straub, A. (2008). Einfache Messmethoden zur Charakterisierung sowie Maßnahmen zur Erhöhung der Zuverlässigkeit und Leistungsfähigkeit biologischer Kleinkläranlagen. Lehrstuhl Wassertechnik und Siedlungswasserbau der Brandenburgischen Techn. Univ.
- Venohr, M., & Nguyen, H. H. (2020). Zwischenbericht zu den Arbeiten im Projekt AGRUM-DE (Berichtszeitraum: 01.01.2020 – 31.12.2020). Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei im Forschungsverbund Berlin e.V. (IGB).

ANHANG 4

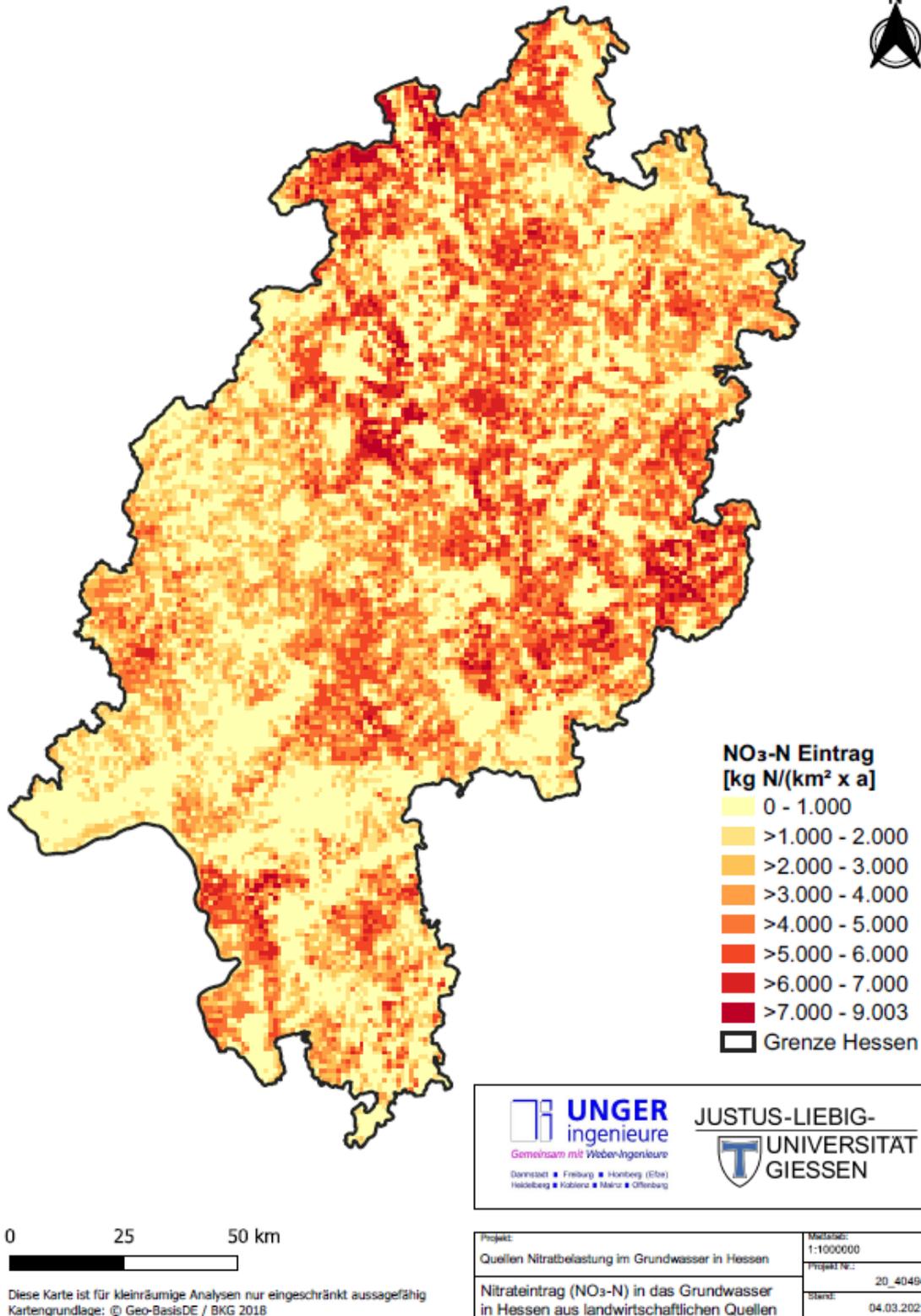
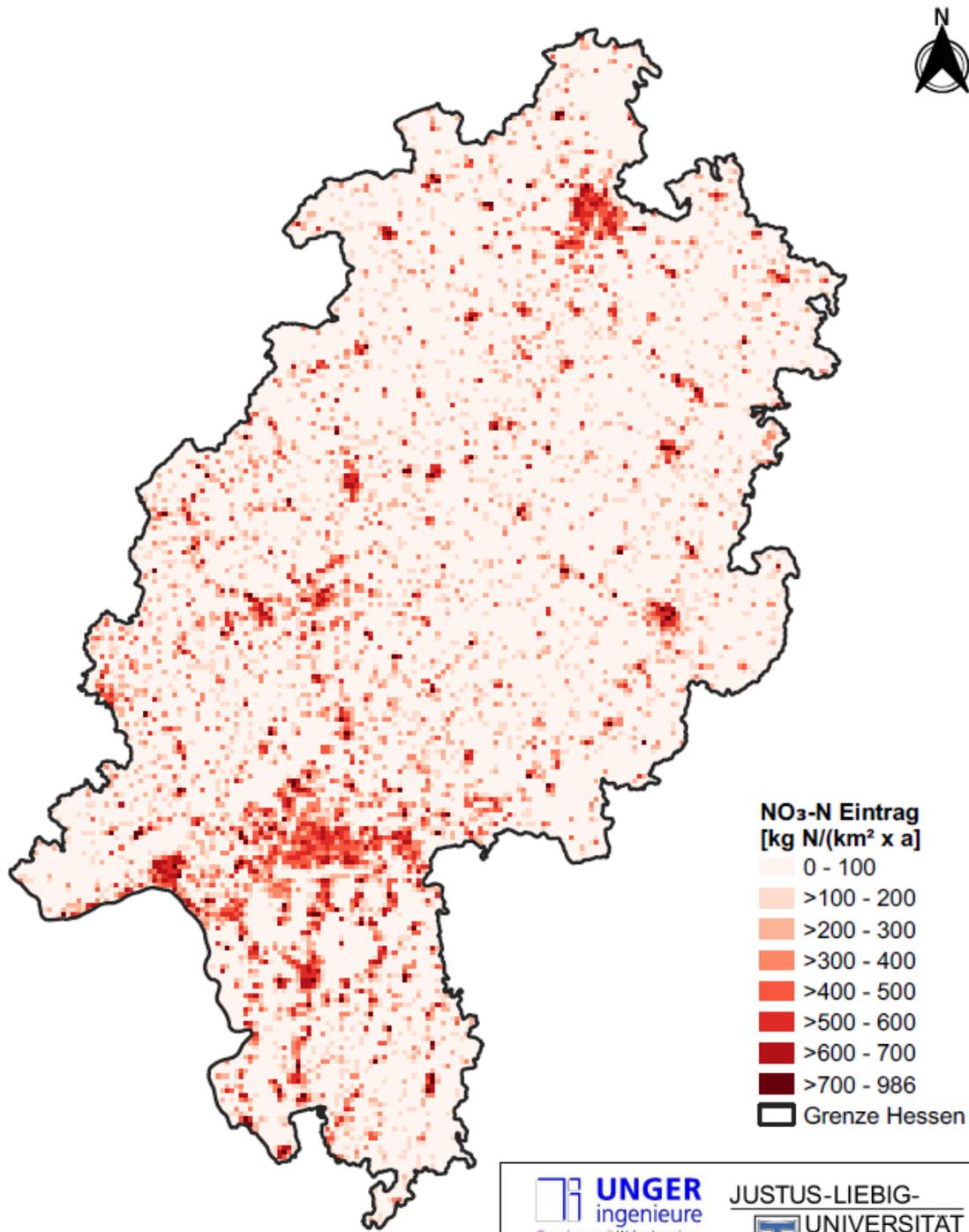


Abbildung 16: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitrateintrag in das Grundwasser in Hessen - Eintragsquelle Landwirtschaft



Diese Karte ist für kleinräumige Analysen nur eingeschränkt aussagefähig
Kartengrundlage: © Geo-BasisDE / BKG 2018

<p>UNGER ingenieure <small>Gemeinsam mit Weber-Ingenieure</small> <small>Darmstadt • Freiburg • Homburg (Ebn) Hetzlberg • Koblenz • Mainz • Olfenburg</small></p>	<p>JUSTUS-LIEBIG- UNIVERSITÄT GIESSEN</p>
--	---

Projekt:	Maßstab:
Quellen Nitratbelastung im Grundwasser in Hessen	1:1000000
Nitrateintrag (NO ₃ -N) in das Grundwasser in Hessen aus urbanen Quellen	Projekt Nr.: 20_40494
	Stand: 15.03.2021

Abbildung 17: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitrateintrag in das Grundwasser in Hessen - Eintragsquelle Urbane Gebiete

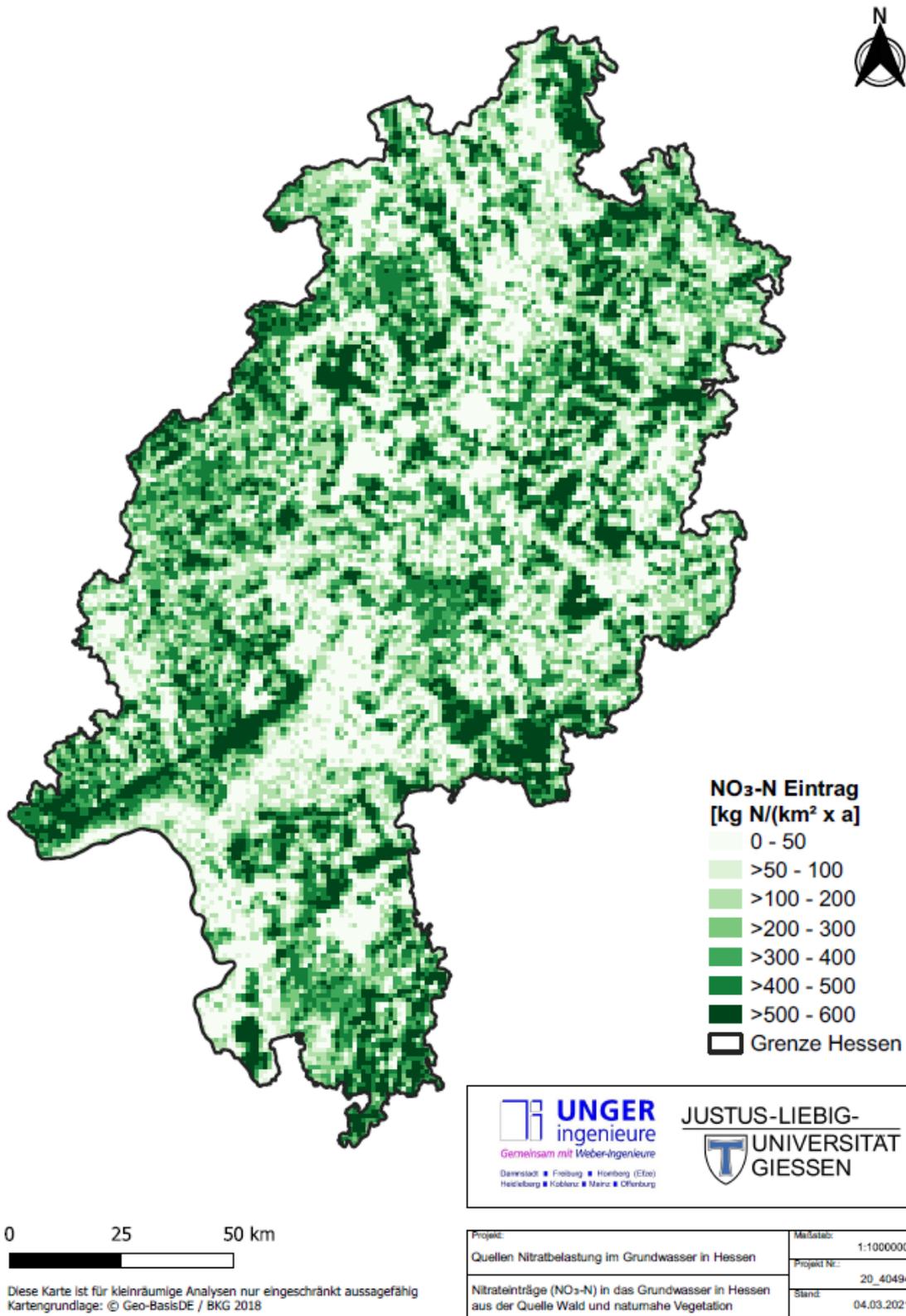


Abbildung 18: Flächenbezogener (1 km x 1 km) potenzieller Nitratreintrag in das Grundwasser in Hessen - Eintragsquelle Wald und naturnahe Vegetation