

Tim Wolters, Björn Tetzlaff & Frank Wendland

Deutschlandweite Wasserhaushaltsmodellierung zur Ausweisung von Abflusskomponenten als Eintragspfade für die Analyse von Nährstoffflüssen

Germany-wide water balance modeling for the identification of runoff components as input pathways for the analysis of nutrient fluxes

Der Eintrag von Nährstoffen in Oberflächengewässer und das Grundwasser erfolgt über die Komponenten des Abflusses. Im Rahmen des deutschlandweiten Projektes „Abbildung regionaler landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse für die Gewässer- und Klimaschutzpolitik“ (RELAS) wurden die Abflusskomponenten Gesamtabfluss, Oberflächenabfluss, Dränabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Direktabfluss aus Siedlungsgebieten und Grundwasserneubildung mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA (monatliches großräumiges Wasserhaushaltsmodell) für die Periode 1991 bis 2020 in einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m modelliert. Die in täglicher Auflösung modellierten Abflüsse wurden zu mittleren langjährigen Werten aggregiert.

Durch das regionale Zusammenspiel von Klima und Topografie, aber auch von Boden, Geologie und Landnutzung ergeben sich Gesamtabflüsse, die in einem weiten Bereich von weniger als 100 mm/a, etwa in der Leipziger Tieflandbucht, bis zu mehr als 1.200 mm/a in den Alpen liegen. Beim Direktabfluss dominiert in allen Festgesteinsregionen der natürliche Zwischenabfluss. Abflüsse aus Dränagesystemen sind bei grund- oder stauwasserbeeinflussten Standorten in Lockergesteinsregionen wie dem Norddeutschen Tiefland weit verbreitet. Bei grundwasserfernen Standorten in flachen Lockergesteinsregionen wird der Gesamtabfluss im Modell per Definition der Grundwasserneubildung zugeordnet. Durch einen Vergleich mit den gemessenen Abflüssen von mehr als 1.100 pegelbezogenen Flusseinzugsgebieten wurden die Modellergebnisse auf Plausibilität überprüft. Hierbei zeigte sich bundesweit über alle Einzugsgebiete hinweg eine gute Übereinstimmung. Damit liefern die Modellergebnisse einen zuverlässigen Input für die pfadspezifische Modellierung von Nährstoffeinträgen.

Schlagwörter: Abflusskomponenten, Wasserhaushalt, Deutschland, Eintragspfade für Nährstoffe, Grundwasserneubildung, Direktabfluss, Modellierung

Nutrients are discharged into surface waters and groundwater via runoff components. As part of the Germany-wide RELAS project, the runoff components total runoff, surface runoff, drainage runoff, natural interflow, direct runoff from urban areas and groundwater recharge were modelled with the water balance model mGROWA for the period 1991 to 2020 at a spatial resolution of 100 m x 100 m. The regional interaction of climate and topography, but also of soil, geology and land use, results in total runoff ranging from less than 100 mm/a in the Leipzig lowland bay to more than 1,200 mm/a in the Alps. In all solid rock regions, natural interflow dominates direct runoff. Runoff from drainage systems is widespread in locations influenced by groundwater or waterlogging in unconsolidated rock regions, such as the North German lowlands. At sites remote from groundwater in flat unconsolidated rock regions, total runoff is classified as groundwater recharge in the model. The modelled runoff in daily resolution was aggregated to mean long-term values and then evaluated for plausibility by comparing it with the observed runoff from more than 1,100 gauging stations in river basins. The results indicated a very good agreement nationwide across all catchments. The model results thus provide a reliable basis for modelling pathway-specific nutrient inputs.

Keywords: runoff components, water balance, Germany, nutrient input pathways, groundwater recharge, direct runoff, modelling

1 Einleitung

Die Belastung von Grund- und Oberflächengewässern mit Nährstoffen stellt eine zentrale Herausforderung für Gewässerschutz und Wasserwirtschaft dar. Neben der direkten Nährstoffzufuhr durch anthropogene Aktivitäten spielt die Hydrologie eine entscheidende Rolle bei der Steuerung der Stoffflüsse. Die räumliche und zeitliche Dynamik der Abflussprozesse beeinflusst maßgeblich den Transport und die Retention von Stickstoff (N) und Phosphor (P) in der Landschaft. Während Stickstoff vor allem in Form des löslichen Nitrats durch den Wasserpfad transportiert wird und bei landwirtschaftlichen Düngungsaktivitäten sowie durch atmosphärische Deposition in Böden gelangt (VAN METER et al., 2016; FLECK et al., 2019; WENDLAND et al., 2020), wird Phosphor insbesondere partikulär mit Bodenmaterial abgeschwemmt oder erodiert (TETZLAFF et al., 2013).

Die Wasserhaushaltsmodellierung spielt eine zentrale Rolle in der Hydrologie, da sie ein besseres Verständnis der Wasserflüsse in der Landschaft ermöglicht. Sie erlaubt die Simulation und Vorhersage von Abflussprozessen unter verschiedenen klimatischen und landnutzungsbedingten Bedingungen und bildet somit eine wichtige Grundlage für wasserwirtschaftliche Planungen und Maßnahmen zum Hochwasser- und Gewässerschutz (BEVEN, 2012; KUNDZEWICZ, 2018). Insbesondere in Zeiten des Klimawandels, in denen hydrologische Extreme häufiger auftreten, gewinnt die präzise Modellierung des Wasserhaushalts weiter an Bedeutung. Hydrologische Modelle unterstützen zudem die Identifikation von Wasserverfügbarkeiten und deren saisonale sowie regionale Variabilität, was für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung essenziell ist.

Der Gesamtabfluss in einem Einzugsgebiet entspricht der Differenz zwischen der Niederschlagsmenge und der Menge der

tatsächlichen Evapotranspiration (DIN, 1994). Der Gesamtabfluss lässt sich in Abflusskomponenten aufteilen (Abb. 1), die entweder oberflächlich, über die ungesättigte Zone oder über den Grundwasserleiter in den Vorfluter gelangen (HUFFMANN et al., 2013; MEALS et al., 2010).

Der Oberflächenabfluss ist der Teil des Abflusses, der auf der Landoberfläche in einen Vorfluter fließt, ohne in den Boden zu infiltrieren (GUO et al., 2019). Eine zweite Abflusskomponente, die in diese Kategorie fällt, ist der direkte Abfluss aus städtischen Gebieten, d. h. der Abfluss von versiegelten Flächen, der von städtischen Systemen aufgefangen wird, ohne im Boden zu versickern (BAUMGARTNER & LIEBSCHER, 1996). Nach einem Niederschlagsereignis erreichen sowohl der Oberflächenabfluss als auch der Abfluss aus städtischen Systemen den Vorfluter im Allgemeinen in einem Zeitrahmen von mehreren Minuten bis zu einer Stunde (SEIBERT & AUERSWALD, 2020; YU et al., 2000).

Sickerwasser bezeichnet das Wasser, das durch die Boden- und Gesteinsschichten in tiefere Bereiche des Untergrundes versickert (DIN, 1994). Es durchdringt entweder die gesamte ungesättigte Zone und infiltriert in den Grundwasserleiter oder sammelt sich in der ungesättigten Zone über einer Schicht mit geringer hydraulischer Leitfähigkeit. Im letzteren Fall bewegt sich das Wasser in der ungesättigten Zone seitlich hangabwärts in Richtung eines Vorfluters, ohne den Grundwasserleiter zu erreichen. Diese Abflusskomponente wird als natürlicher Zwischenabfluss bezeichnet (JOHNES, 1996; FLÜGER & SMITH, 1998). Der natür-

liche Zwischenabfluss ist besonders in feuchten, gebirgigen Grundgebirgsregionen von Bedeutung. Die Fließzeit des natürlichen Zwischenabflusses liegt in der Regel in der Größenordnung von einem bis mehrere Tage, bevor er einen Vorfluter erreicht (SCHWARZE et al., 1991).

In Niederungsgebieten feuchter Klimaregionen wird der Wasserabfluss aus der Wurzelzone grundwasserbeeinflusster Böden häufig durch den Einbau von Entwässerungssystemen wie Rohr- und Grabendrainagen beschleunigt (HEATHWAITE et al., 2006). Aus hydrologischer Sicht stellen Drainagesysteme schnelle Abflusswege dar, die in ihrer Wirkung mit dem natürlichen Zwischenabfluss vergleichbar sind. Alle Abflusskomponenten, die den Vorfluter nur mit kurzer Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis erreichen, d. h. Dränabfluss, natürlicher Zwischenabfluss, Oberflächenabfluss und Abfluss von urbanen Flächen, werden nach deutschen Richtlinien als Direktabfluss betrachtet (DIN, 1994).

Die Grundwasserneubildung bezieht sich auf den Teil des Sickerwassers, der in einen Grundwasserleiter infiltriert und so die Grundwasserressourcen erneuert (DE VRIES & SIMMERS, 2002). Über Zeiträume von mehreren Jahren bis Jahrzehnten entspricht die Höhe der Grundwasserneubildung weitgehend der aus dem Grundwasser in einen Vorfluter exfiltrierten Wassermenge (NIGATE et al., 2020). Wenn in einem hydrologischen Einzugsgebiet über einen längeren Zeitraum kein abflusswirksamer Niederschlag auftritt, kann der in diesem Einzugsgebiet an Pegeln messbare Abfluss mit der aus dem Aquifer exfiltrierten Wasser-

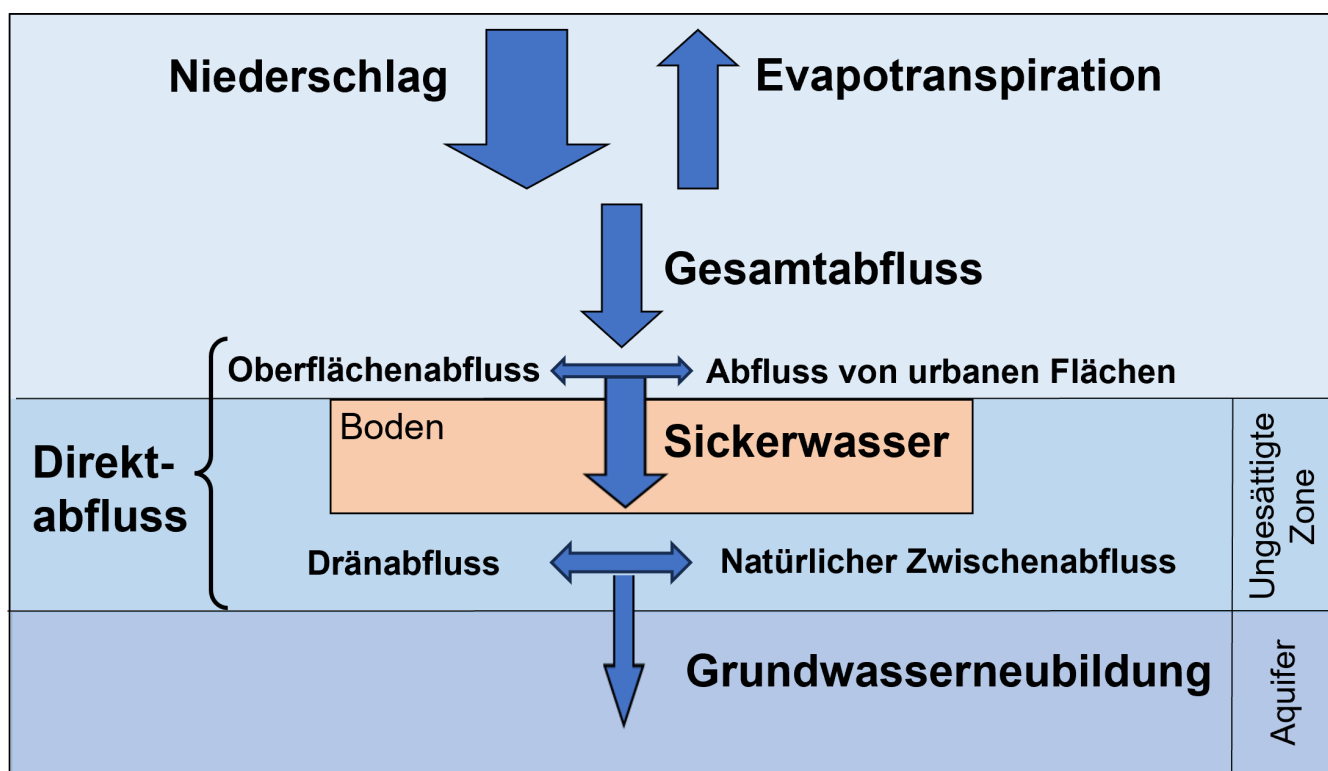


Abbildung 1

Abflusskomponenten zur Modellierung von Nährstoffeinträgen.
Runoff components for modelling of nutrient input.

menge gleichgesetzt werden. PIGGOTT et al. (2005) bezeichnen dies als Basisabfluss. Es ist möglich, diesen Abflusswert zur Plausibilitätsüberprüfung von modellierten Grundwasserneubildungshöhen in einem Einzugsgebiet zu verwenden (SCHILLING et al., 2021; HEALY, 2010).

Der Eintrag von Nährstoffen in Oberflächengewässer und Grundwasser ist direkt mit den Abflusskomponenten verknüpft (TESORIERO et al., 2013). Die Simulation der Abflusskomponenten mit hoher räumlicher Auflösung ist daher eine Voraussetzung für die verlässliche Modellierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in die Vorfluter, differenziert nach den Abflusspfaden (ADAMS et al., 2020; SONG et al., 2022; HRACHOWITZ et al., 2013). Während der punktförmige Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer immer an den Abfluss von urbanen Flächen gekoppelt ist, teilt sich der diffuse Nährstoffeintrag auf verschiedene Abflusskomponenten mit regional jeweils unterschiedlicher Relevanz auf.

So bindet sich beispielsweise Nitrat nicht an Bodenpartikel, ist gut wasserlöslich und wird dementsprechend in gelöster Form über die Komponenten des Abflusses verlagert. Dies geschieht zum einen über den natürlichen Zwischenabfluss und den Drainageabfluss, bei dem Nitrat nur mit einer jeweils kurzen Zeitverzögerung nach einem abflussauslösenden Niederschlagsereignis in einen Vorfluter gelangt (DUSEK & VOGEL, 2019; WOSSENYELEH et al., 2020). Zum anderen erfolgt dies über den grundwasserbürtigen Abfluss, über den NO_3 mit einer zum Teil erheblichem Zeitverzögerung in einen Vorfluter gelangen kann (HERRMANN et al., 2012).

Der wichtigste diffuse Eintragspfad für Phosphor ist die Wasserosion (TETZLAFF et al., 2013), durch die an Bodenpartikel gebundener, d. h. partikulärer Phosphor über den Oberflächenabfluss in aufnehmende Gewässer gelangt. Partikulärer Phosphor und in gewissem Umfang auch gelöster Phosphor können über Makroporen in künstliche Entwässerungssysteme und die angeschlossenen Vorfluter gelangen (REID et al., 2018). Über den Grundwasserabfluss ist es auch möglich, dass gelöste Phosphoreinträge in Oberflächengewässer infiltrieren.

Die Simulation der für den Nährstoffeintrag relevanten Abflusskomponenten in hoher räumlicher Auflösung ist daher eine wesentliche Voraussetzung für die eintragspfadbezogene Modellierung von Stickstoff- und Phosphoreinträgen in die Vorfluter. Physikalisch basierte hydrologische Modelle, wie das „Water and Simulation Model – Eidgenössische Technische Hochschule“ (WaSIM-ETH) (SCHULLA, 2021) und das umfassende hydrologische Modellsystem „System Hydrologique Europeen“ (MIKE SHE/MIKE 11) (ABBOTT et al., 1986), bilden hydrologische Prozesse auf der Basis von physikalischen Gesetzmäßigkeiten ab. Sie eignen sich für Simulationen auf regionaler Ebene, z. B. für einzelne mesoskalige Einzugsgebiete (BORMANN & ELFERT, 2010; SCHÄFER et al., 2023; PAPADIMOS et al., 2022). Physikalisch basierte reaktive Stickstoff- und Phosphortransportmodelle (WOLF et al., 2003; HANSEN et al., 2012; RASHID et al., 2022) gehören zum gleichen Modelltyp. Im Allgemeinen wurden sie mit physikalisch basierten hydrologischen Modellen gekoppelt, um die Stickstoff- und Phosphorverlagerung und -Retention in Böden mit einer hohen zeitlichen und räumlichen Auflösung zu simulieren. Die Anwendung solcher Modelle auf größeren Skalen ist möglich, vorausgesetzt, dass geeignete Eingangsdaten

verfügbar sind (HENRIKSEN et al., 2003) und dass der Zeitbedarf für die Berechnung kein einschränkender Faktor ist (CHEN et al., 2022).

Modelle, die für das Nährstoffmanagement auf nationaler Ebene eingesetzt werden, sind in der Regel weniger komplex als physikalisch basierte Nährstoffmodelle, benötigen jedoch weniger Eingabedaten, die auf nationaler Ebene flächendeckend verfügbar sind, sowie weniger Rechenzeit (DIAZ et al., 2021). In der Regel werden integrierte Modellierungsansätze verwendet, bei denen hydrologische und Nährstofftransportmodelle mit agrarökonomischen Modellen kombiniert werden (KREINS et al., 2007). Typische Anwendungen solcher Modelle sind die Simulation der Status-Quo Stickstoff- und Phosphorbelastung von Grundwasser und Oberflächengewässern (ARNOLD et al., 1998; TETZLAFF et al., 2009) und die Vorhersage der Wirksamkeit von Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung (ARHEIMER et al., 2012; KUNKEL et al., 2017).

In Europa steht die Anwendung von integrierten Nährstoffmodellen auf Länderebene oft im Zusammenhang mit den Anforderungen, die sich aus der Umsetzung der EU-Nitratrichtlinie (EU-NID, 1991), der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EU-WFD, 2000) und der EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinie (EU-MSFD, 2008) ergeben. In Deutschland wurde der Modellverbund AGRUM (Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen im Bereich des landwirtschaftlichen Gewässerschutzes vor dem Hintergrund der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland) zur bundesweiten Quantifizierung der Stickstoff- und Phosphoreinträge in Grund- und Oberflächengewässer entwickelt (HEIDECHE et al., 2015; WENDLAND et al., 2010).

Seit Oktober 2022 erfolgt die Anwendung des AGRUM-Modellverbundes im Rahmen des vom Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL, inzwischen Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH)) beauftragten Projektes RELAS (Abbildung regionaler landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse für die Gewässer- und Klimaschutzpolitik). Im RELAS-Projekt wird ein deutschlandweites Monitoring- und Modellierungssystem zur Abschätzung der Auswirkungen der Düngeverordnung auf Grund- und Oberflächengewässer (Wirkungsmonitoring) entwickelt. Es soll als Grundlage für die Entwicklung und Optimierung agrarpolitischer Maßnahmen in Deutschland dienen und für die jährliche Berichterstattung von BMLEH und BMUKN (Bundesministerium für Umwelt, Klimaschutz, Naturschutz und nukleare Sicherheit) an die EU-Kommission Verwendung finden.

1.1 Forschungsfragen

Vor diesem Hintergrund ergeben sich folgende zentrale Fragen, die in dieser Studie beantwortet werden sollen:

1. Wie können für ganz Deutschland die relevanten Abflusskomponenten – Direktabflusskomponenten und Grundwasserneubildung – mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung modelliert werden, sodass sie als Input für Nährstoffmodelle geeignet sind?
2. Wie gut stimmen die modellierten Abflüsse auf Einzugsgebietsebene mit beobachteten Abflüssen überein, und inwieweit ermöglicht dies Rückschlüsse auf die Zuverlässigkeit bei der Ableitung von Nährstoffeintragspfaden?

3. Welche Abflusskomponenten sind in den unterschiedlichen Regionen Deutschlands dominant und welche Bedeutung hat dies für den Nährstoffeintrag?

Um diese Fragestellungen zu adressieren, kommt das Wasserhaushaltsmodell mGROWA, „monatliches großräumiges Wasserhaushaltsmodell“ (HERRMANN et al., 2013; HERRMANN & WENDLAND, 2021) zum Einsatz. Im Rahmen des deutschlandweiten Projekts RELAS wurde mGROWA in das AGRUM-Modellverbundsystem integriert, mit dem die Wirkungen der Düngerverordnung in Deutschland transparent bewertet werden soll.

2 Methodik

2.1 Modellbeschreibung mGROWA

Das Modell mGROWA (HERRMANN et al., 2013) ist ein deterministisches, räumlich differenziertes, rasterbasiertes Wasserhaushaltsmodell (Abb. 2).

Im Modell werden zunächst die tatsächliche Evapotranspiration und der Gesamtabfluss in täglichen Zeitschritten berechnet. Die Grundlage für die Berechnung der tatsächlichen Evapotranspiration bilden dabei die potenzielle Evapotranspiration über Gras (FRIESLAND & LÖPMEIER, 2007; LÖPMEIER, 1994), landnutzungs-spezifische Pflanzen-Koeffizienten (kc-Werte) (ALLEN et al., 1998), eine topografische Korrekturfunktion (KUNKEL & WENDLAND, 2002) und die Gleichung zur Berücksichtigung der Abhängigkeit der Evapotranspiration von der Bodenfeuchte nach DISSE (1995). Zur Berechnung der Bodenfeuchte und der Sickerwasserdynamik für bewachsene Standorte enthält mGROWA das mehrschichtige

Bodenwasserhaushaltsmodell BOWAB (Boden-Wasser-Bilanzierung) (ENGEL & SCHÄFER, 2012).

Abhängig von der Wasserspannung in der Wurzelzone wird für Standorte mit oberflächennahem Grundwasser ein Kapillaraufstieg berechnet, was bedeutet, dass an diesen Standorten eine Evapotranspiration aus dem Grundwasser auftreten kann. Zusätzlich berechnet das Modell die Verdunstung von versiegelten Flächen. Weitere Details zur Ermittlung der tatsächlichen Evapotranspiration und des Abflusses mit dem mGROWA-Modell finden sich in der entsprechenden Literatur (HERRMANN et al., 2013; HERRMANN et al., 2021; PSINARAS et al., 2023).

Beim Gesamtabfluss wird in mGROWA zwischen Netto-Gesamtabfluss und Brutto-Gesamtabfluss unterschieden. Der Nettoabfluss entspricht der Abflussbildung abzüglich des Kapillaraufstiegs und der direkten Evapotranspiration aus dem Grundwasser. Übersteigen die tatsächliche Verdunstung durch den Kapillaraufstieg oder die direkte Evapotranspiration aus dem Grundwasser die Abflussbildung, so können negative Gesamtabflüsse auftreten. Im langjährigen Mittel finden sich von Kapillaraufstieg betroffene Flächen vor allem in Tieflandregionen und beeinflussen dort die an den Pegeln messbaren Abflüsse signifikant. Zur Plausibilitätsüberprüfung des modellierten Gesamtabflusses an gemessenen Pegelabflüssen werden aus diesem Grund die vom mGROWA-Modell ausgewiesenen Netto-Gesamtabflusshöhen verwendet.

Der Brutto-Gesamtabfluss entspricht der Abflussbildung ohne Berücksichtigung des Kapillaraufstiegs oder der direkten Eva-

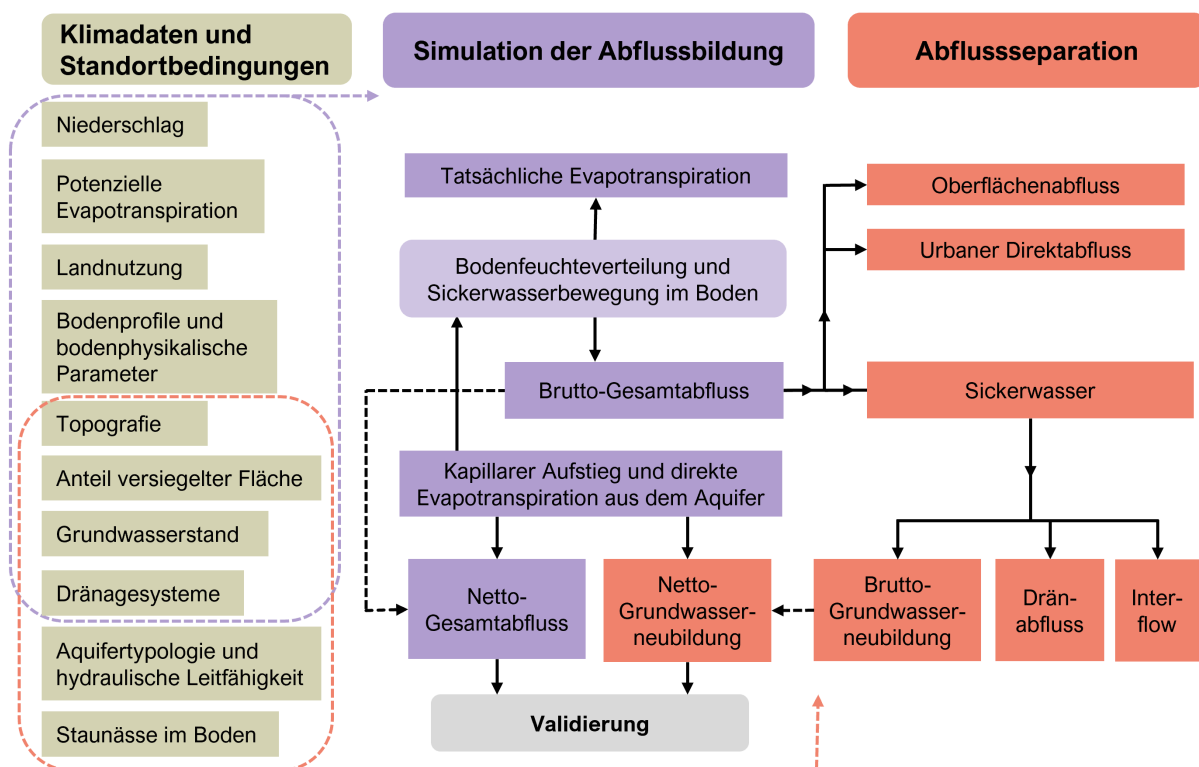


Abbildung 2

Ausweisung der Abflusskomponenten und Eintragspfade ausgehend vom im mGROWA-Modell berechneten Brutto-Gesamtabfluss.
Identification of runoff components and input pathways based on the gross total runoff calculated in the mGROWA model.

potranspiration aus dem Grundwasser. Zwar ist es in Trockenregionen Deutschlands möglich, dass in niederschlagsarmen Jahren kein Gesamtabfluss gebildet wird, weil der gesamte Niederschlag für die Evapotranspiration „verbraucht“ wird, es findet jedoch über einen längeren Betrachtungszeitraum immer ein mindestens geringer Brutto-Gesamtabfluss statt. Somit wird Abfluss gebildet und es können Nährstoffe verlagert werden.

Der Brutto-Gesamtabfluss ist somit als Startgröße für die Separation des Gesamtabflusses in die einzelnen Abflusskomponenten bzw. für die Ausweisung der Eintragspfade für Nährstoffe in Oberflächengewässer und Grundwasser geeignet. An dieser Stelle sei darauf hingewiesen, dass in Regionen, wo es weder zu kapillarem Aufstieg noch zu direkter Evapotranspiration aus dem Grundwasser kommt, der Brutto-Gesamtabfluss und der Netto-Gesamtabfluss identisch sind.

Die Aufteilung des Gesamtabflusses in die Direktabflusskomponenten Oberflächenabfluss, Direktabfluss von urbanen Flächen, natürlicher Zwischenabfluss und Drainageabfluss einerseits und die Grundwasserneubildung andererseits folgt im mGROWA-Modell einem hierarchischen Ansatz (Abb. 3).

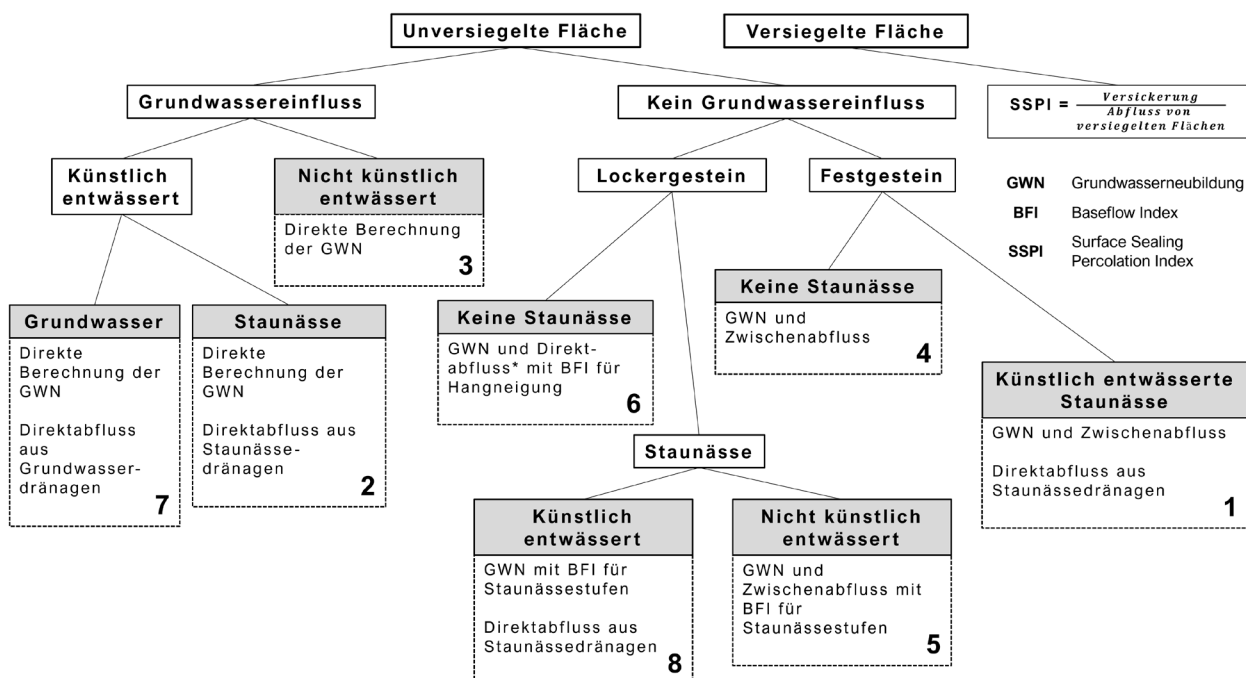
Für jede einzelne Rasterzelle prüft das Modell, ob eine versiegelte Fläche vorliegt. Ist dies der Fall, so wird der gebildete Abfluss unterteilt in einerseits den Direktabfluss von urbanen Flächen, d. h. den Teil des Abflusses, der über die Regenwasserkanalisation abgeleitet wird, und andererseits den Teil, der in den Boden einsickert. Aber nicht alle versiegelten Flächen haben einen Anschluss an die Kanalisation, so dass der Abfluss an anderer

Stelle versickern kann. Zudem sind nicht alle versiegelten Flächen hydraulisch so dicht, dass unter ihnen keine Sickerwasserbewegung stattfindet.

Um dies zu berücksichtigen, wird der auf versiegelten Flächen gebildete Abfluss mit Hilfe eines Versickerungsindex (Surface Sealing Percolation Index, SSPI) aufgespalten: Statisch, d. h. für jede Rasterzelle gleich, weist das Modell in Abhängigkeit vom Versiegelungsgrad einerseits den urbanen Direktabfluss und andererseits einen versickernden Abflussanteil aus. Letzterer wird zusammen mit dem Abfluss, der sich über dem unversiegelten Teil einer Rasterzelle bildet, weiter in die Grundwasserneubildung und andere unterirdische Direktabflusskomponenten aufgeteilt. Auf dieser Basis lassen sich dann potenzielle Nährstoff-Eintragspfade nachverfolgen.

Auf unversiegelten Flächen ist der Oberflächenabfluss das Transportmedium für Nährstoffeinträge in Oberflächengewässer über die Eintragspfade Abschwemmung und Erosion. Allerdings tragen nur Flächen, die eine hydraulische Anbindung an ein Oberflächengewässer haben, über diese Eintragspfade zum Stickstoff- und Phosphoreintrag bei. Weitere Standortvoraussetzungen sind ein Gefälle von mehr als 2 %, hohe Tongehalte im Oberboden, eine landwirtschaftliche Nutzung und keine künstliche Entwässerung (HEATHWAITE et al., 2005; SCHROERS et al., 2022).

Nur wenn alle diese Bedingungen erfüllt sind, wird eine Fläche zum „Liefergebiet“ für Stickstoff- und Phosphoreinträge über den Oberflächenabfluss. Bei allen anderen Flächen wird davon ausgegangen, dass der gesamte Oberflächenabfluss nach einer



*Direktabfluss für Standorteigenschaft "6" ist a) Oberflächenabfluss für abschwemmungsrelevante und b) Zwischenabfluss für nicht abschwemmungsrelevante Flächen; für die übrigen Standorteigenschaften wird der Oberflächenabfluss für abschwemmungsrelevante Flächen über Niederschlag und Gesamtabfluss berechnet

Abbildung 3

An die Standortbedingungen angepasstes hierarchisches Vorgehen bei der Abflusseparation in die Direktabflusskomponenten und die Grundwasserneubildung.

Site condition specific hierarchical procedure to separate runoff into the direct runoff components and groundwater recharge.

kurzen Fließstrecke an der Oberfläche in den Boden infiltriert, so dass potenziell abgeschwemmte und erodierte Stickstoff- und Phosphorfrachten nicht in einen Vorfluter gelangen. Daher wird der Oberflächenabfluss bei der Modellierung ausschließlich für die Rasterzellen bestimmt, die an einen Vorfluter angeschlossen sind. Diese Berechnung erfolgt für Lockergesteinsregionen ohne Staunässe- und Grundwasserbeeinflussung sowie ohne Drainage-Einfluss aus dem Gesamtabfluss und der Hangneigung („6“ in Abb. 3). Für die übrigen abschwemmungsrelevanten Standorte sind der mittlere langfristige Niederschlag und der Gesamtabfluss ausschlaggebend (USCS, 1972).

Wenn kein Grundwassereinfluss besteht, wird zwischen Locker- und Festgestein unterschieden. Für Festgestein kommen generell Base-Flow-Indizes (BFI) zum Einsatz (WENDLAND et al., 2003; HABERLANDT et al., 2001; LACEY & GRAYSON, 1998), um eine statische Auftrennung der Sickerwasserhöhe in Grundwasserneubildung und natürlichen Zwischenabfluss vorzunehmen. Diesem Konzept liegt die Annahme zugrunde, dass die Grundwasserneubildung in Gebieten mit vergleichbaren hydrogeologischen Standortmerkmalen bei langjähriger Betrachtung als konstant angesehen werden kann und dem langfristigen Grundwasserabfluss eines Einzugsgebiets entspricht.

Der BFI kann theoretisch Werte zwischen 0 und 1 annehmen. Ein Wert von 0 bedeutet, dass ein Grundwasserleiter kein infiltrieren des Wasser speichern kann, während ein Wert von 1 bedeutet, dass das gesamte Sickerwasser in den Grundwasserleiter infiltriert. BFI-Werte wurden für zahlreiche Standortcharakteristika bestimmt, vor allem in Abhängigkeit von Aquifertypologien und/oder hydraulischen Leitfähigkeiten (KUNKEL & WENDLAND, 2002; BLOOMFIELD et al., 2009; EHLERS et al., 2016; PANAGOPOULOS et al., 2015; TETZLAFF et al., 2015; HERRMANN et al., 2021).

Diese Vorgehensweise gilt für nicht staunässebeeinflusste Flächen („4“ in Abb. 3). Liegen in den Festgesteinsregionen zusätzlich Staunässedrainagen vor („1“ in Abb. 3), wird zunächst der Direktabfluss von der Grundwasserneubildung über BFI getrennt, wobei der Direktabfluss standardmäßig dem Dränabfluss entspricht. In Regionen mit hoher Hangneigung und hohem Gesamtabfluss hingegen wird der Direktabfluss für Festgesteinsregionen mit Staunässedrainagen zur Hälfte in Zwischen- und Dränabfluss aufgetrennt.

Bei Lockergesteinen ohne oberflächennahen Grundwassereinfluss berücksichtigt das Modell im Normalfall die Staunäseigenschaften des Bodens und die Hangneigung des Geländes. Wenn Staunässe im Boden mit landwirtschaftlicher Nutzung einhergeht, nimmt das Modell in der Regel an, dass Drainagesysteme existieren (TETZLAFF et al., 2009). Für solche Standorte verwendet es daher ebenfalls statische BFI-Werte, welche die Sickerwasserhöhe in einen festen Anteil von Dränabfluss und Grundwasserneubildung aufteilen („8“ in Abb. 3). Bei fehlender Drainage wird davon ausgegangen, dass Staunässe im Boden zur Entstehung von je nach Staunässestufe mehr oder weniger natürlichem Zwischenabfluss führt („5“ in Abb. 3).

Für Rasterzellen, deren Böden weder grundwasser- noch staunässebeeinflusst sind, aber eine gewisse Hangneigung aufweisen, werden statische hangneigungsabhängige BFI-Werte verwendet. Diese dienen dazu, die Sickerwasserhöhe in Grundwasserneubildung und natürlichen Zwischenabfluss bzw., bei

Abschwemmungsrelevanz, in Grundwasserneubildung und Oberflächenabfluss zu separieren. Sind weder Staunässe noch eine relevante Hangneigung vorhanden, modelliert das System das gesamte Sickerwasser als Grundwasserneubildung („6“ in Abb. 3).

Besteht oberflächennaher Grundwassereinfluss in einer Rasterzelle, erfolgt die Abflusstrennung in Abhängigkeit von den jahreszeitlichen hydrologischen Bedingungen, d. h. sie ist dynamisch. Das Modell prüft zunächst, ob eine künstliche Entwässerung von landwirtschaftlichen Flächen zu erwarten ist. In diesem Fall steuern die Einbautiefe der Dränagen (TETZLAFF et al., 2009) und der jahreszeitlich schwankende Grundwasserspiegel im Boden (HERRMANN et al., 2021) die Aufteilung des Sickerwassers in Dränabfluss und Grundwasserneubildung. Die Bildung von Dränabfluss ist bei diesem Konzept auf die Zeiträume beschränkt, in denen der Grundwasserspiegel über die Einbautiefe der Drainagesysteme angestiegen ist („7“ in Abb. 3). In seltenen Fällen, wo auf dränierten Flächen Staunässe gemeinsam mit Grundnässe auftritt, wird der Gesamtabfluss gleichermaßen in Dränabfluss und Grundwasserneubildung aufgetrennt („2“ in Abb. 3).

Bei Rasterzellen, die oberflächennahes Grundwasser und keine künstliche Entwässerung aufweisen, erreicht das Sickerwasser direkt die Grundwasseroberfläche und wird somit per Definition zur Grundwasserneubildung („3“ in Abb. 3). Wie beim Gesamtabfluss ist es hier erforderlich, zwischen der Netto-Grundwasserneubildung und der Brutto-Grundwasserneubildung zu unterscheiden. Aufgrund des Kapillaraufstiegs des Grundwassers kann es an diesen Standorten zu einer negativen Wasserbilanz kommen, insbesondere in den Sommermonaten. Um diese Wechselwirkungen zu berücksichtigen, berechnet das Modell mGROWA die Netto-Grundwasserneubildung, die wegen dieser vom Kapillaraufstieg dominierten Monate auch im langjährigen Mittel negative Werte annehmen kann.

2.2 Eingangsdaten

Um die räumliche Auflösung und Detailschärfe der Modellierungen im RELAS-Projekt an die zum Teil vorliegenden Modellierungen auf Landesebene anzunähern, wurden die jeweils besten, landesweit konsistent verfügbaren Datengrundlagen verwendet. Durch diese Prämisse kann die mGROWA-Modellierung zum Teil auf landesspezifische Datensätze zurückgreifen, zum Teil verwendet das Modell jedoch auch länderübergreifende Datensätze, sofern sie konsistent vorliegen (Tab. 1).

Grundvoraussetzung für die Modellierung ist eine digitale geographische Referenzkarte von Deutschland, für die das Modellgitter definiert wird und auf die sich alle Eingabedatensätze und Modellberechnungen beziehen. Um den Informationsgehalt des Großteils der bereitgestellten Eingangsdaten zu bewahren, sodass einerseits möglichst wenig Informationen verloren gehen, andererseits aber die Rechenzeit des Modells nicht zu hoch wird (DÖRHÖFER & RÖHM, 2001), fiel die Wahl auf das geographische Gitter für Deutschland „GeoGitter“ mit der Projektion ETRS89/TM Zone 32N (BKG, 2022a). Das „GeoGitter“ trennt die Bundesländer bereits exakt voneinander, was im RELAS-Projekt wegen des Einbezugs einer Vielzahl länderspezifischer Daten von besonderem Vorteil ist. Basierend auf den Geometrien dieser digitalen Karte wurden alle vektorbasierten Eingangsdaten des mGROWA-Modells in Rasterdaten umgewandelt. Auf diese Weise ließ sich die Gesamtfläche Deutschlands in ca. 35,8 Millionen individuelle

Tabelle 1
Datengrundlagen und -quellen.
Input data and data sources.

Datengrundlage	Datenquelle
Modellgitter	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG): Geographisches Gitter für Deutschland: „GeoGitter“, 100 m, ETRS89/UTM Zone 32N (BKG, 2022a)
Klimadaten 1991 bis 2020: Niederschlag, Potenzielle und Evapotranspiration über Gras	Deutscher Wetterdienst, Climate Data Center (CDC): Rasterdaten (1 km x 1 km) basierend auf den Modellen HYRAS-DE-PRE v5.0 (DWD, 2022a) und AMBAV v0.x (DWD, 2022b)
Modell der Geländeoberfläche	Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG): Digitales Geländemodell Gitterweite 25 m (DGM25) (BKG, 2022b)
Landnutzungstypen	Thünen-Institut (TI), Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (BKG): Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS): Basis-Landschaftsmodell 1 : 25.000, überlagert mit den landwirtschaftlichen Flächen aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem der EU (InVeKoS)
Versiegelungsgrade der Erdoberfläche	Copernicus Land Monitoring Service: High Resolution Layer Imperviousness Density 2018 (10 m) (Copernicus, 2020)
Bodendaten mit Bodenhorizonten (Mächtigkeit, Feldkapazität (FK), nutzbare Feldkapazität (nFK), Lagerungsdichte, Bodenart, Bodengruppe, Substanzvolumen)	Länderspezifisch bzw. Verknüpfungsregeln nach BUG et al. (2020)
Bodendaten mit Bodenprofilen (Staunässestufen, Flurabstand)	Länderspezifisch bzw. Verknüpfungsregeln nach BUG et al. (2020)
Potenziell drainierte Flächen	Länderspezifisch bzw. abgeleitet in Anlehnung an TETZLAFF & KUHR (2011)
BFI-Werte (Base-Flow-Indizes)	Länderspezifisch bzw. mGROWA intern bestimmt
Tägliche Abflussdaten und entsprechende Koordinaten von Messstationen mit pegelbezogenen Einzugsgebieten	- Länderspezifisch, - Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), - Deutsches Gewässerbuch (DGJ) (ZINNBAUER et al., 2023), - Global Runoff Data Centre (GRDC).

Gitterzellen unterteilen, für welche die Abflusskomponenten einzeln simuliert wurden.

2.2.1 Deutschlandweit implementierte Daten

Eine Reihe bestverfügbarer Datensätze steht länderübergreifend und deutschlandweit konsistent zur Verfügung. Hierzu zählen das digitale Geländemodell DGM25 des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, 2022b) und die Daten zum Versiegelungsgrad des Copernicus Land Monitoring Service (Copernicus, 2020) sowie die klimatischen Datengrundlagen (DWD, 2022a; DWD, 2022b) und Daten zur Landbedeckung (Tab. 1). Für die mGROWA-Modellierung wurden diese Datensätze jeweils an das Modellgitter mit einer räumlichen Auflösung von 100 m x 100 m angepasst.

Die klimatischen Datengrundlagen für die Periode 1991 bis 2020 stellte das Climate Data Center (CDC) des Deutschen Wetterdienstes (DWD) bereit. Für den Niederschlag wurde der Datensatz „HYRAS-DE-PRE“ Version v5.0 (RAUTHE et al., 2013) verwendet und für die potenzielle Evapotranspiration über Gras „AMBAV“ Version v0.x. Beides sind Rasterdatensätze der hydrologischen Periode 1991 bis 2020 in täglicher Auflösung mit einer Rasterzellengröße von 1.000 m x 1.000 m.

Grundlage des Datensatzes zur Landbedeckung ist das aktuelle digitale Basis-Landschaftsmodell des Amtlichen Topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS Basis-DLM) des Bundesamtes für Kartographie und Geodäsie (BKG, 2022). Um

eine möglichst exakte räumliche Differenzierung zwischen Ackerland und Grünland zu gewährleisten, hat das Thünen-Institut das ATKIS Basis-DLM mit den landwirtschaftlichen Flächen aus aktuell verfügbaren InVeKoS-Daten aus dem Integrierten Verwaltungs- und Kontrollsystem der EU überlagert. Mit diesem kombinierten Datensatz stehen länderübergreifend attribuierte Landnutzungsinformationen mit hoher Lagegenauigkeit und geringer Generalisierung zur Verfügung.

2.2.2 Länderspezifisch implementierte Daten

Länderspezifisch wurden für viele Bundesländer hochauflösende bodenkundliche Datengrundlagen übernommen, oft im Maßstab 1 : 50.000. Dies betraf sowohl horizontspezifische Werte, z. B. die Bodenparameter Mächtigkeit und nutzbare Feldkapazität, als auch profilbezogene Bodenparameter mit jeweils nur einem Wert pro Bodenprofil, z. B. Staunässestufen und den bodenkundlichen Flurabstand. Für Bundesländer, in denen keine höher aufgelösten Daten als die der Bodenübersichtskarte 1 : 200.000 (BÜK200) vorlagen, wurden diese für die Modellierung verwendet.

Für eine Reihe von Bundesländern konnten landesspezifische Datensätze mit dränbedürftigen Flächen übernommen werden. Bei den übrigen Bundesländern, die keinen Datensatz mit dränbedürftigen Flächen zur Verfügung stellen konnten, erfolgte die Ableitung länderspezifisch, basierend auf dem Verfahren von TETZLAFF et al. (2009). Für die nicht grundwasserbeeinflussten Standorte wurden im Festgesteinsbereich die von den Bundesländern zur Verfügung gestellten BFI-Werte oder die im Rahmen

abgeschlossener Länderprojekte mit dem Forschungszentrum Jülich (FZJ) erarbeiteten Daten in das mGROWA-Modell integriert. Bezüglich nicht grundwasserbeeinflusster Standorte in Lockergesteinsbereichen ließen sich die BFI-Werte, wenn verfügbar, aus bereitgestellten Länderdaten bestimmen, ansonsten erfolgte dieser Schritt mGROWA-intern.

2.3 Kalibrierung & Validierung

Das mGROWA-Modell wird für mehrjährige Mittelwerte des Abflusses kalibriert und validiert, unter der Annahme, dass die Veränderung der Speicher über einen langen Zeitraum vernachlässigbar ist. Die Kalibrierung anhand von Abflussmessungen erfolgte für den Netto-Gesamtabfluss und für die Netto-Grundwasserneubildung; dabei handelt es sich um ein iteratives Verfahren, bei dem Parameter wie die kc-Faktoren geringfügig angepasst werden, um die Leistung des Modells zu verbessern. Dieses Vorgehen stellt sicher, dass die Werte innerhalb der in ATV-DVWK (2002) bzw. ALLEN et al. (1998) angegebenen plausiblen Parameterbereiche der kc-Faktoren bleiben.

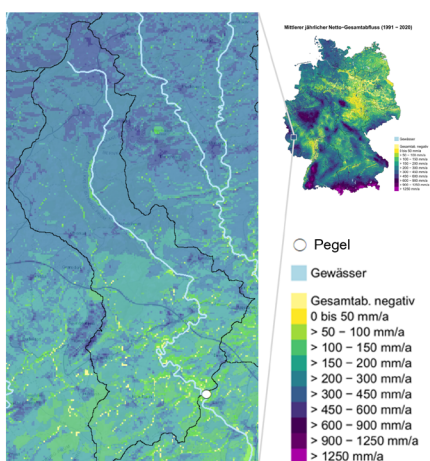
Zur Validierung wurden die mit mGROWA simulierten Abflusshöhen mit an Pegelstationen gemessenen Abflüssen verglichen. Im RELAS-Projekt dienten dazu primär von den Bundesländern zur Verfügung gestellte Abflusszeitreihen und pegelbezogene Einzugsgebiete (EZG). Zusätzlich wurden frei verfügbare Abflusszeitreihen und für viele Pegel auch pegelbezogene Einzugsgebiete aus dem Welt Datenzentrum Abfluss (Global Runoff Data Centre, GRDC) einbezogen. Auf diese Weise ergaben sich insgesamt 2.159 überlappende pegelbezogene Einzugsgebiete mit Abflusszeitreihen aus der Periode 1991 bis 2020 in täglicher Auflösung, von denen jedoch nicht alle für die deutschlandweite Validierung des modellierten Netto-Gesamtabflusses geeignet waren. Ausgeschlossen wurden folgende Pegel bzw. EZG:

- Pegelbezogene EZG mit mehr als 15 % Fläche außerhalb Deutschlands
- Pegel mit Abflusszeitreihen von weniger als 11 vollständigen Jahren im Zeitraum 1991 bis 2020
- Abflusspegel mit einer für Deutschland unrealistischen Differenz von mittlerem Niederschlag im EZG und gemessenem mittleren Abfluss (MQ) und somit unrealistisch zu modellierender tatsächlicher Evapotranspirationshöhe (< 250 mm/a bzw. > 900 mm/a)
- Abflusspegel, deren Abflussganglinien nach Einschätzung der Länder durch anthropogene Eingriffe, z. B. Umflutungen, signifikant verändert sind.

Nach Anwendung dieser Selektionskriterien verblieben 1.468 Abflusspegel und pegelbezogene EZG für die Validierung der modellierten Netto-Gesamtabflusshöhen. Die Validierung erfolgte einzugsgebietsspezifisch und ist immer auf das gesamte EZG eines Pegels bezogen. Wie in Abbildung 4 am Beispiel des Gesamtabflusses des Pegels „Dreis 2“ schematisch dargestellt, wurde zunächst eine Verschneidung eines pegelbezogenen EZG mit den vom mGROWA-Modell flächendifferenziert berechneten Abflusshöhen vorgenommen.

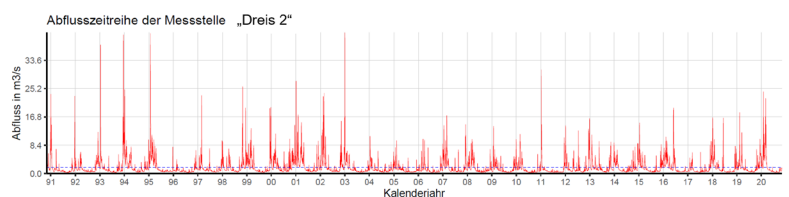
Der nächste Schritt beinhaltete die Integration der einzelnen simulierten Abflusshöhen der Rasterzellen über das jeweilige EZG zu einem räumlichen Mittelwert. Dieser Wert wurde mit einem beobachteten mittleren Abfluss (MQ) verglichen, den das Modell anschließend über die Einzugsgebietsgröße von einem Durchfluss (m³/s) in eine Abflusshöhe umrechnet. Das Beispiel in Abbildung 4 zeigt eine vollständige Zeitreihe 1991 bis 2020.

Simulierte Gesamtabflusshöhe (1991-2020) im pegelbezogenen Einzugsgebiet (mm/a)



Räumlicher Mittelwert im pegelbezogenen EZG „Dreis 2“: 311,4 mm/a

Beobachteter Abfluss am Pegel „Dreis 2“ im Zeitraum 1991-2020 (m³/s)



Mittlerer Abfluss (MQ):

$$1,826 \text{ m}^3/\text{s} \xrightarrow{192 \text{ km}^2} 300,0 \text{ mm/a}$$

Der mittlere beobachtete Abfluss am Pegel „Dreis 2“ weicht um **-11,4 mm/a** bzw. **-3,8%** vom mittleren simulierten Gesamtabfluss im pegelbezogenen EZG ab

Abbildung 4

Exemplarische Validierung des Netto-Gesamtabflusses an einem Abflusspegel zur Veranschaulichung der Vorgehensweise für alle 1.468 pegelbezogenen Einzugsgebiete (EZG).

Exemplary validation of the net total runoff at one gauging station to illustrate the procedure for all 1,468 gauging station-related catchment areas.

Über 70 % der insgesamt 1.468 Zeitreihen sind vollständig, aber auch unvollständige Zeitreihen flossen in die Validierung ein, wenn sie mindestens 11 vollständige Jahre enthalten. Um eine optimale zeitliche Vergleichbarkeit zu erzielen, sind in solchen Fällen ausschließlich diejenigen simulierten Abflusshöhen der Periode in die Validierung eingegangen, für die beobachtete Werte vorlagen.

Auf Basis dieser Zeitreihen kann dann die Modellierung von Nährstoffeinträgen in das Grundwasser oder in Oberflächengewässer stattfinden. Dabei ist es von entscheidender Bedeutung, dass das Modell die Eintragspfade für Nährstoffe, d. h. die Abflusskomponenten, angemessen abbildet. Zu den vom Modell mGROWA simulierten Abflusskomponenten gehören sowohl die direkten Abflusskomponenten, vor allem Dränabfluss und natürlicher Zwischenabfluss, als auch der Basisabfluss, der als Äquivalent zur langfristigen Grundwasserneubildung in Einzugsgebieten angesehen werden kann.

Die Möglichkeit, modellierte Direktabflüsse auf Landesebene zu validieren, ist begrenzt durch das Fehlen entsprechender Infrastruktur, z. B. Dränabflussmessnetze. Die einzige Abflusskomponente, für die in der Regel eine Modellvalidierung durchgeführt werden kann, ist die Grundwasserneubildung. Zu deren Validierung wurden aus den Abflussganglinien der Pegel zunächst die mittleren monatlichen Niedrigwasserabflüsse (MoMNQ) abgeleitet. Für festgesteinsdominierte Einzugsgebiete erfolgte die Ableitung der MoMNQ nach dem Verfahren von DEMUTH (1993) und für lockergesteinsdominierte Einzugsgebiete nach dem Verfahren von WUNDT (1958).

Um geeignete Pegel zu identifizieren, kamen basierend auf den bereits für die Validierung des Netto-Gesamtabflusses

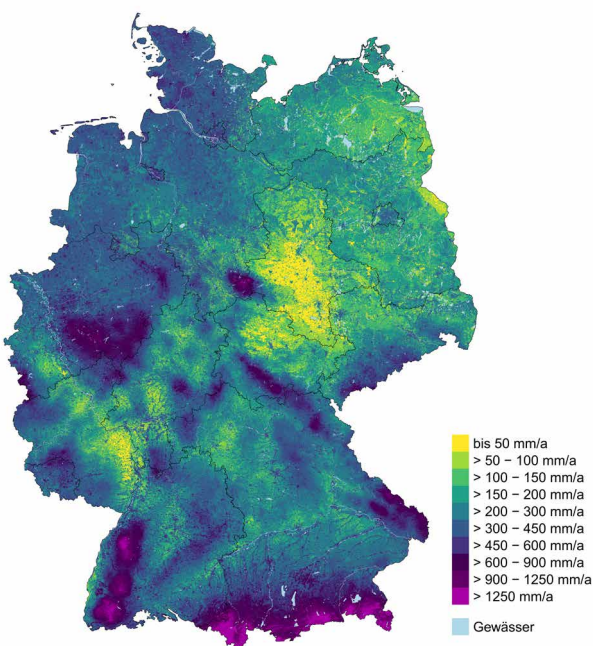
selektierten Pegeln zwei weitere Selektionskriterien zur Anwendung. Ausgeschlossen wurden Abflusspegel, deren Niedrigwasserabflüsse nach Einschätzung der Länder signifikant überprägt sind, z. B. durch anthropogene Eingriffe wie Grundwasserentnahmen oder Talsperren, oder durch Versickerung in tiefere Grundwasserstockwerke. Des Weiteren ausgeschlossen wurden Abflusspegel, für die die Kurve des geordneten monatlichen Minimums der beobachteten Abflüsse eine „parabolische Form“ und keine „S-Form“ aufweist, wenn mit der Methode nach DEMUTH (1993) Basisabflüsse abgeleitet wurden.

Zur quantitativen Beurteilung sowohl des simulierten Gesamtabflusses als auch der simulierten Grundwasserneubildung wurden die folgenden Modellgüteparameter verwendet:

- Percent Bias (PBIAS) nach GUPTA et al. (1999): Tendenz des simulierten Abflusses, die gemessenen Abflüsse zu unter- oder überschätzen. Je näher der PBIAS bei 0 liegt, desto besser ist die Simulation.
- Mean Absolute Error (MAE) nach WILLMOTT & MATSUURA (2005): absolute Abweichung zwischen beobachteten und simulierten Abflüssen.
- Mean Magnitude of Relative Error (MMRE) nach JØRGENSEN et al. (2022): relative Abweichung zwischen beobachteten und simulierten Abflüssen.

Um in der Auswertung sehr kleine Einzugsgebiete nicht überproportional einfließen zu lassen, wurden die hier aufgeführten Modellgüteparameter jeweils gewichtet nach der Größe des pegelbezogenen Einzugsgebiets berechnet.

Mittlerer jährlicher Brutto-Gesamtabfluss (1991 – 2020)



Mittlerer jährlicher Netto-Gesamtabfluss (1991 – 2020)

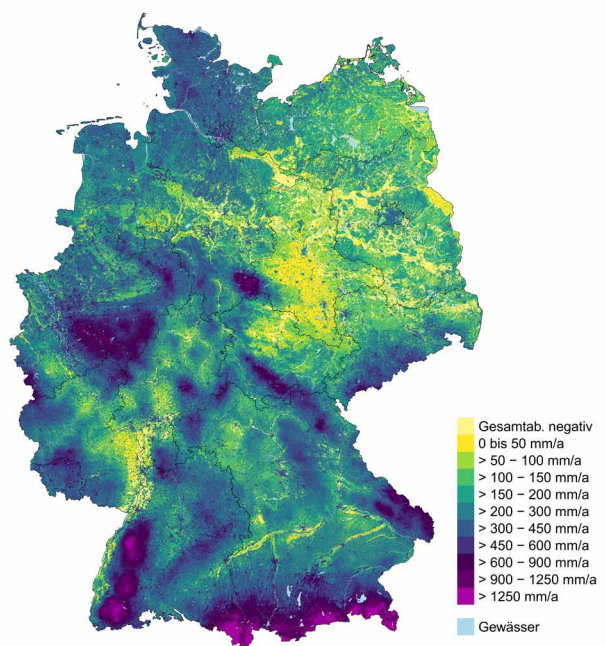


Abbildung 5

Mittlerer jährlicher Gesamtabfluss (1991 bis 2020); Brutto-Werte (links) und Netto-Werte (rechts).
Mean annual total runoff (1991 to 2020); gross values (left) and net values (right).

3 Ergebnisse

3.1 Modellierte Abflusskomponenten (Eintragspfade für Nährstoffe)

3.1.1 Gesamtabfluss

Abbildung 5 zeigt links die räumliche Verteilung des mittleren jährlichen Brutto-Gesamtabflusses für den Zeitraum 1991 bis 2020 und rechts den entsprechenden Netto-Gesamtabfluss. Brutto-Gesamtabflüsse von mehr als 500 mm/a treten vor allem in den Hochlagen der Mittelgebirge wie dem Rheinischen Schiefergebirge, Harz, Thüringer Wald, Schwarzwald oder Bayerischen Wald sowie in den Alpen auf. In den übrigen Mittelgebirgsregionen, z. B. Pfälzerwald, Weserbergland oder Süddeutsches Schichtstufenland, sowie im westlichen Teil des Norddeutschen Tieflandes liegen die Gesamtabflüsse zwischen etwa 200 mm/a und 500 mm/a.

Einige größere Flusstäler der Mittelgebirge, spezifisch diejenigen von Donau, Main, Nahe und Lahn, sowie der südliche Teil der Niederrheinischen Bucht weisen Gesamtabflusswerte zwischen 100 und 200 mm/a auf. Im Nordosten und einigen Teilen Südwestdeutschlands kommt es zu Gesamtabflüssen von weniger als 100 mm/a.

Der Netto-Gesamtabfluss (Abb. 5, rechts) ist in grundwasserfernen Regionen gleich und bei oberflächennahem Grundwasser geringer als der Brutto-Gesamtabfluss. Negative Abflüsse sind in Tieflandregionen zu beobachten, z. B. in weiten Teilen Nordostdeutschlands wie dem Elbtal, aber auch in Teilen Südwestdeutschlands, etwa im Oberrheintal.

3.1.2 Oberflächenabfluss und urbaner Direktabfluss

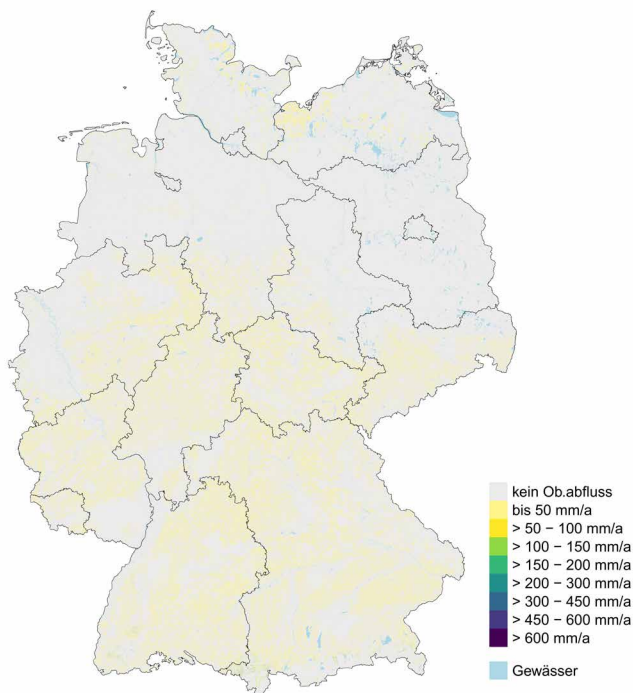
In den Mittelgebirgen werden für nicht bewaldete Flächen Oberflächenabflüsse von mehr als 50 mm/a simuliert, in den Alpen und im Alpenvorland von mehr als 300 mm/a (Abb. 6, links). In Gebieten des Norddeutschen Tieflands ist der Oberflächenabfluss dagegen vernachlässigbar gering.

Abbildung 6 zeigt rechts den mittleren jährlichen urbanen Direktabfluss für den Anteil des Abflusses in städtischen Gebieten, der von versiegelten Flächen stammt. Der urbane Direktabfluss kann in den zentralen Bereichen größerer Siedlungsgebiete wie Berlin, dem Ruhrgebiet und Hamburg mehr als 300 mm/a betragen.

3.1.3 Natürlicher Zwischenabfluss und Dränabfluss

In Abbildung 7 sind der modellierte mittlere langjährige natürliche Zwischenabfluss (links) und der Dränabfluss (rechts) dargestellt. In Festgesteinsregionen ist der natürliche Zwischenabfluss die dominierende Direktabflusskomponente. Vor allem in den Alpen und in den paläozoischen Grundgebirgsregionen wie dem Rheinischen Schiefergebirge, dem Harz und dem Schwarzwald können mittlere langjährige natürliche Zwischenabflusshöhen von mehr als 750 mm/a auftreten. Natürliche Zwischenabflüsse von weniger als 300 mm/a ergeben sich im Bereich der mesozoischen Gesteinsabfolgen, z. B. in der Süddeutschen Schichtebene, im Weserbergland und über den bindigen Deckschichten des norddeutschen Flachlands. In den Teilen Deutschlands, die im Lee der Mittelgebirge liegen – Rheinhessen, das Oberrheintal, die Niederrheinische Bucht oder das Thüringer Becken – sowie in Regionen mit verkarsteten Gesteinen übersteigt der mittlere langjährige natürliche Zwischenabfluss selten 50 mm/a. Die in Abbildung 7 links grau dargestellten Gebiete weisen einen vernachlässigbaren natürlichen Zwischenabfluss auf.

Mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss (1991 – 2020)



Mittlerer jährlicher urbaner Direktabfluss (1991 – 2020)

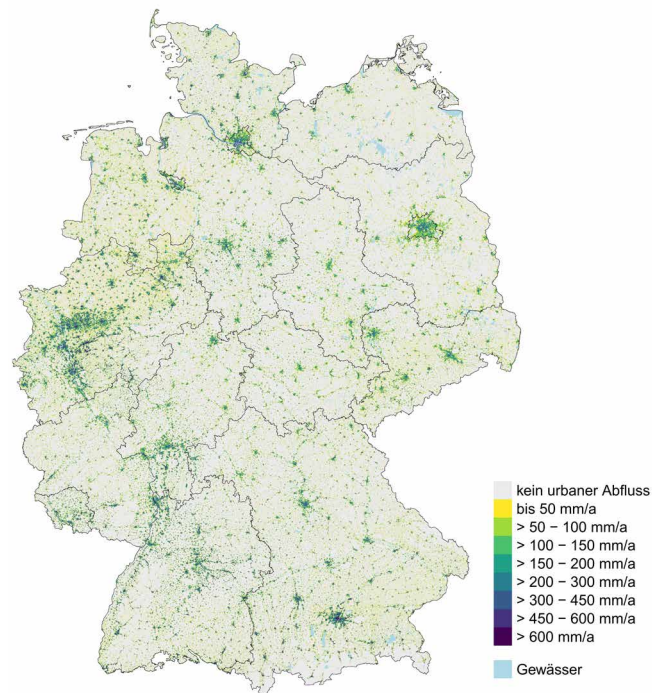
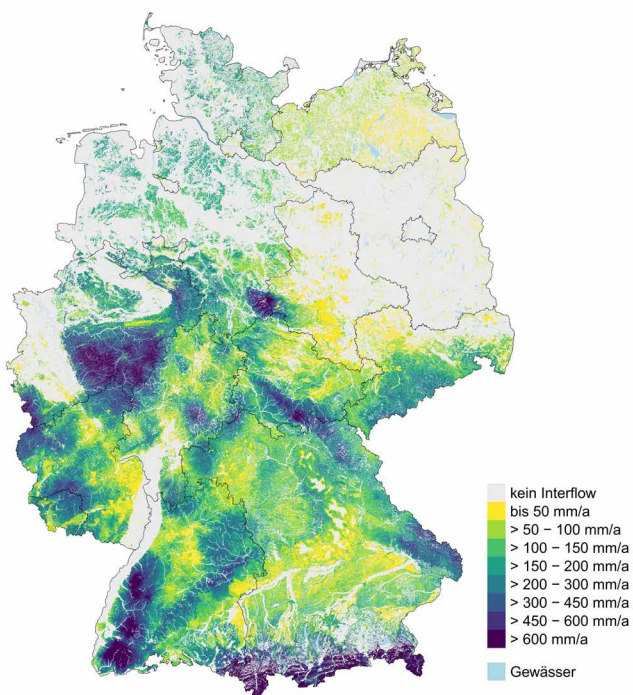


Abbildung 6

Links: mittlerer jährlicher Oberflächenabfluss (1991 bis 2020); rechts: urbaner Direktabfluss (1991 bis 2020).

Left: mean annual surface runoff (1991 to 2020); right: direct runoff from urban areas (1991 to 2020).

Mittlerer jährlicher Zwischenabfluss (1991 – 2020)



Mittlerer jährlicher Drainageabfluss (1991 – 2020)

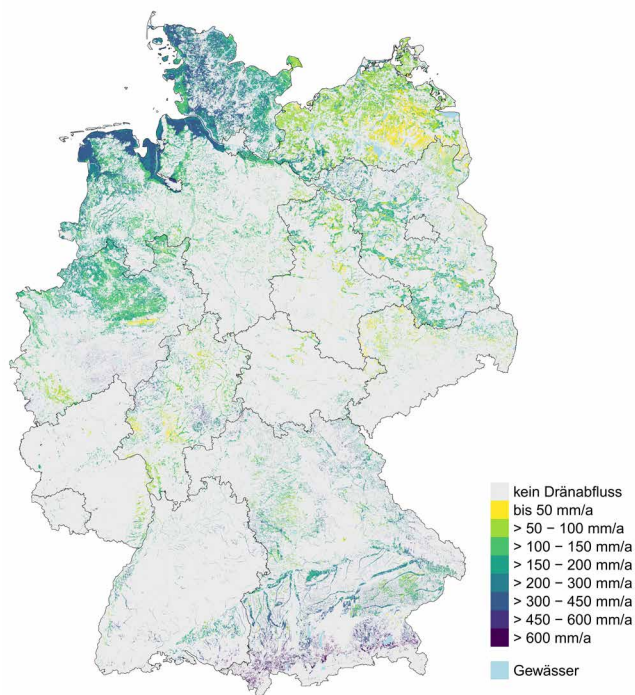
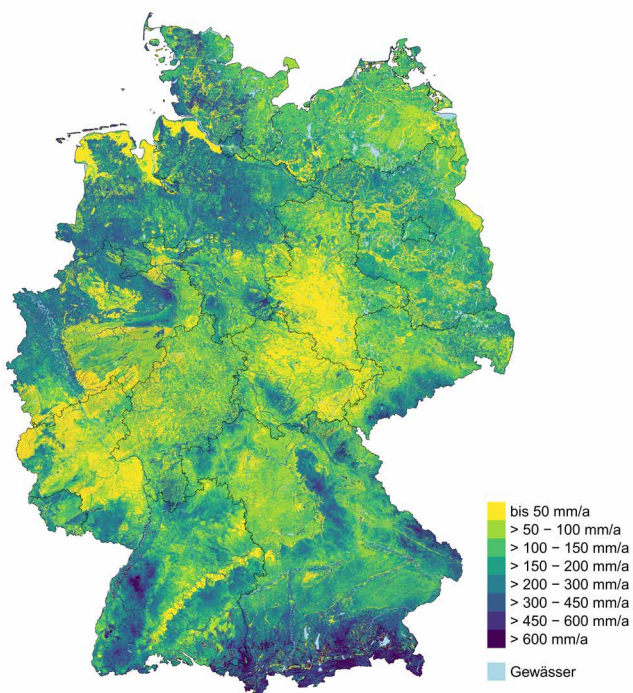


Abbildung 7

Links: mittlerer jährlicher natürlicher Zwischenabfluss (1991 bis 2020); rechts: mittlerer jährlicher Drainageabfluss (1991 bis 2020).
Mean annual natural interflow (left) and mean annual drainage runoff (right) in the hydrologic period 1991 to 2020.

Mittlere jährliche Brutto-GWN (1991 – 2020)



Mittlere jährliche Netto-GWN (1991 – 2020)

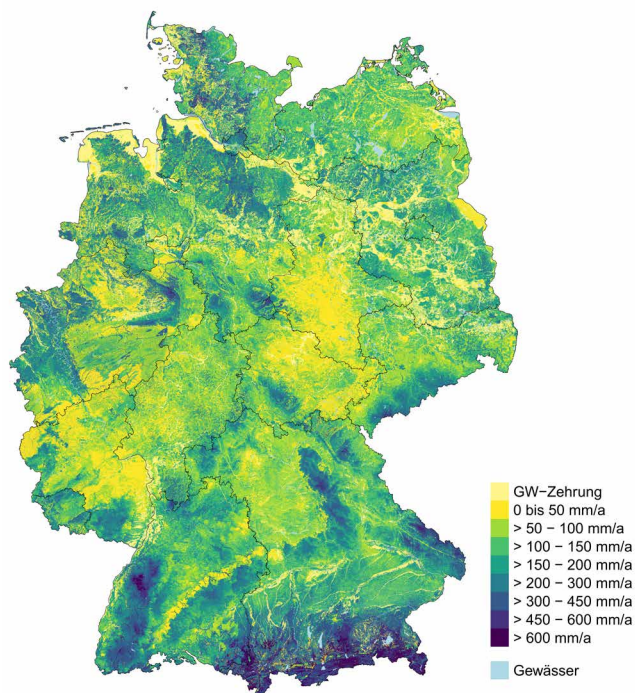


Abbildung 8

Links: mittlere langjährige Brutto-Grundwasserneubildung (1991 bis 2020); rechts: mittlere langjährige Netto-Grundwasserneubildung (1991 bis 2020).
Left: mean annual gross groundwater recharge (1991 to 2020); right: mean annual net groundwater recharge (1991 to 2020).

Abbildung 7 zeigt rechts den mittleren jährlichen Direktabfluss über Dränagesysteme. In den dränierten Gebieten des Alpenvorlandes, etwa dem Allgäu, treten Dränabflüsse in der Größenordnung von 300 bis 500 mm/a auf. In der gleichen Größenordnung liegen die Abflüsse in den nordwestlichen Teilen des Norddeutschen Tieflandes. Die Dränabflüsse im Norddeutschen Tiefland nehmen von West nach Ost ab und überschreiten in den Niederungsgebieten von Spree und Havel selten 150 mm/a.

3.1.4 Grundwasserneubildung

Wie beim Gesamtabfluss unterscheidet man zwischen der Brutto-Grundwasserneubildung (Abb. 8, links) und der Netto-Grundwasserneubildung (Abb. 8, rechts). Der Unterschied zwischen Brutto- und Netto-Grundwasserneubildung zeigt sich zum einen in den Marschgebieten an der Nordseeküste, aber auch in den Niederungsgebieten in Ostdeutschland wie der Spree- und Havelniederung oder der Uckermark.

In Regionen Süddeutschlands wie dem Alpenvorland oder dem Schwarzwald können Grundwasserneubildungshöhen von über 300 mm/a auftreten, Netto- und Brutto-Grundwasserneubildung sind hier identisch. Auf der Schwäbisch-Fränkischen Alb und im Nordwesten Deutschlands sind die Niederschläge zwar geringer, dort trägt aber ein höherer Anteil des Sickerwassers zur Grundwasserneubildung bei.

Für die meisten Festgesteinsregionen liegen die mittleren jährlichen Grundwasserneubildungsmengen unter 100 mm/a. In paläozoischen Schiefergesteinsabfolgen des Rheinischen Schiefergebirges überschreitet die Grundwasserneubildung kaum 100 mm/a. Eine Grundwasserneubildung in der gleichen Größenordnung wird auch für die feinkörnigen mesozoischen Gesteinsabfolgen, z. B. die Mergelgesteine des Münsterländer Beckens, modelliert. Grundwasserneubildungshöhen von weniger als 50 mm/a sind des Weiteren in der Süddeutschen Schichtebene und im Thüringer Becken weit verbreitet.

Lockergesteinsgebiete der Oberrheinischen und der Norddeutsche Tiefebene sowie in einigen größeren Flusstälern können eine Grundwasserneubildung von bis zu 300 mm/a erreichen. In der Niederrheinischen Bucht beträgt die Grundwasserneubildung etwa 200 mm/a, während in den ostdeutschen Bundesländern die Grundwasserneubildung meist durchweg unter 50 mm/a liegt.

Die Brutto-Grundwasserneubildung ist ein zentraler Parameter für die Berechnung des Nährstoffeintrags in die Grundwasserkörper und des daraus resultierenden Austrags in die Oberflächen Gewässer. Dagegen dient die Netto-Grundwasserneubildung als Schlüsselparameter zur Validierung der modellierten Grundwasserneubildungshöhen.

3.1.5 Anteil der Abflusskomponenten am Gesamtabfluss

Der Brutto-Gesamtabfluss (Kap. 3.1.1) ist die Ausgangsgröße für die Abflussseparation in die Abflusskomponenten, die in den Kapiteln 3.1.2 bis 3.1.4 dargestellt werden. Abbildung 9 zeigt die prozentualen Anteile der Abflusskomponenten, wobei Oberflächenabfluss und urbaner Direktabfluss (Abb. 9 a) zusammengefasst sind. Für die Grundwasserneubildung ist die Brutto-Grundwasserneubildung die entscheidende Größe. In den Lockergesteinsregionen sind weitverbreitet Anteile der Grundwasserneubildung von mind. 80 % zu erkennen, in den festge-

steinsdominierten Regionen ist der Anteil des Zwischenabflusses meist > 50 %.

3.2 Validierungsergebnisse

3.2.1 Gesamtabfluss

Die Ergebnisse der deutschlandweiten Validierung der Netto-Gesamtabflusshöhe sind in Abbildung 10 dargestellt. Aufgrund der Vielzahl an verwendeten Pegeln bzw. Einzugsgebieten (EZG) ist die Anzahl der Punkte im Streudiagramm für Bereiche mit hoher Punktedichte nicht gut zu erkennen. Daher wurden hinter den Punkten farbliche Quadrate (Größe 40 x 40 mm/a) als eine „heatmap“ eingefügt, die die Anzahl der Pegel/EZG in dem jeweiligen Quadrat anzeigen. Demnach befinden sich die meisten (81 Punkte) im dunkelblauen Quadrat von 160 bis 200 mm/a (simuliert und beobachtet). Insgesamt liegen 1.047 der 1.468 Pegel, ca. 75 %, innerhalb des Bereichs von 20 % Abweichung. Der gewichtete Percent Bias (PBIAS) von -0,2 % zeigt für den Netto-Gesamtabfluss im Mittel keine Tendenz zur Über- oder Unterschätzung der beobachteten langjährigen mittleren Abflüsse. Die gewichteten Mean Absolute Error (MAE) und Mean Magnitude of Relative Error (MRE) liegen bei 25,6 mm/a bzw. 9,8 %.

3.2.2 Grundwasserneubildung

Die Validierungsergebnisse der Grundwasserneubildung sind analog zu Abbildung 10 (links) zusammenfassend in Abbildung 11 (links) dargestellt, wobei die hinter den Punkten liegenden Quadrate der heatmap hier mit 20 x 20 mm/a halb so groß sind wie beim Gesamtabfluss, da die Skala bei der Grundwasserneubildung nur bis 1.000 mm/a anstatt bis 2.000 mm/a reicht. Die größte Häufung ist im Quadrat zwischen 80 und 100 mm/a (simulierte GWN und Basisabfluss) zu beobachten. Die Punkte häufen sich generell meist zwischen den zwei Linien mit 30 % Abweichung. So weichen ca. 70 % um weniger als +/- 30 % ab.

Der flächengewichtete PBIAS von 12,9 % zeigt die Abweichung der simulierten Grundwasserneubildungshöhen von den abgeleiteten Basisabflüssen. Die flächengewichteten MAE und MRE liegen bei 27,7 mm/a bzw. 22,1 %.

4 Diskussion

Im Rahmen des RELAS-Projektes (Abbildung regionaler landwirtschaftlicher Stickstoffflüsse für die Gewässer- und Klimaschutzpolitik) führte das Forschungszentrum Jülich mit dem Modell mGROWA (monatlicher großräumiger Wasserhaushalt) eine bundesweite Wasserhaushaltsmodellierung für die hydrologische Periode 1991 bis 2020 durch. Hierbei wurden die jeweils besten in den Bundesländern flächendeckend verfügbaren Datengrundlagen verwendet. Zum Teil handelte es sich dabei um deutschlandweit konsistent vorliegende Datensätze, wie die Topografie, die Versiegelung, klimatische Datengrundlagen und Daten zur Landnutzung. Zum Teil wurden aber auch landesspezifisch vorliegende Datensätze verwendet, z. B. bodenkundliche Daten, Daten zur Dränbedürftigkeit und zu BFI-Werten (Base-Flow-Indizes). Dementsprechend kann es an Landesgrenzen zu Brüchen kommen, die sich bis in die Modellergebnisse hinein fortsetzen können.

Aus pragmatischen Gründen erfolgten die mGROWA-Modellierungen länderspezifisch, d. h. es wurden 16 Einzelmodelle aufgebaut, deren Ergebnisse sich am Ende zu bundesweiten

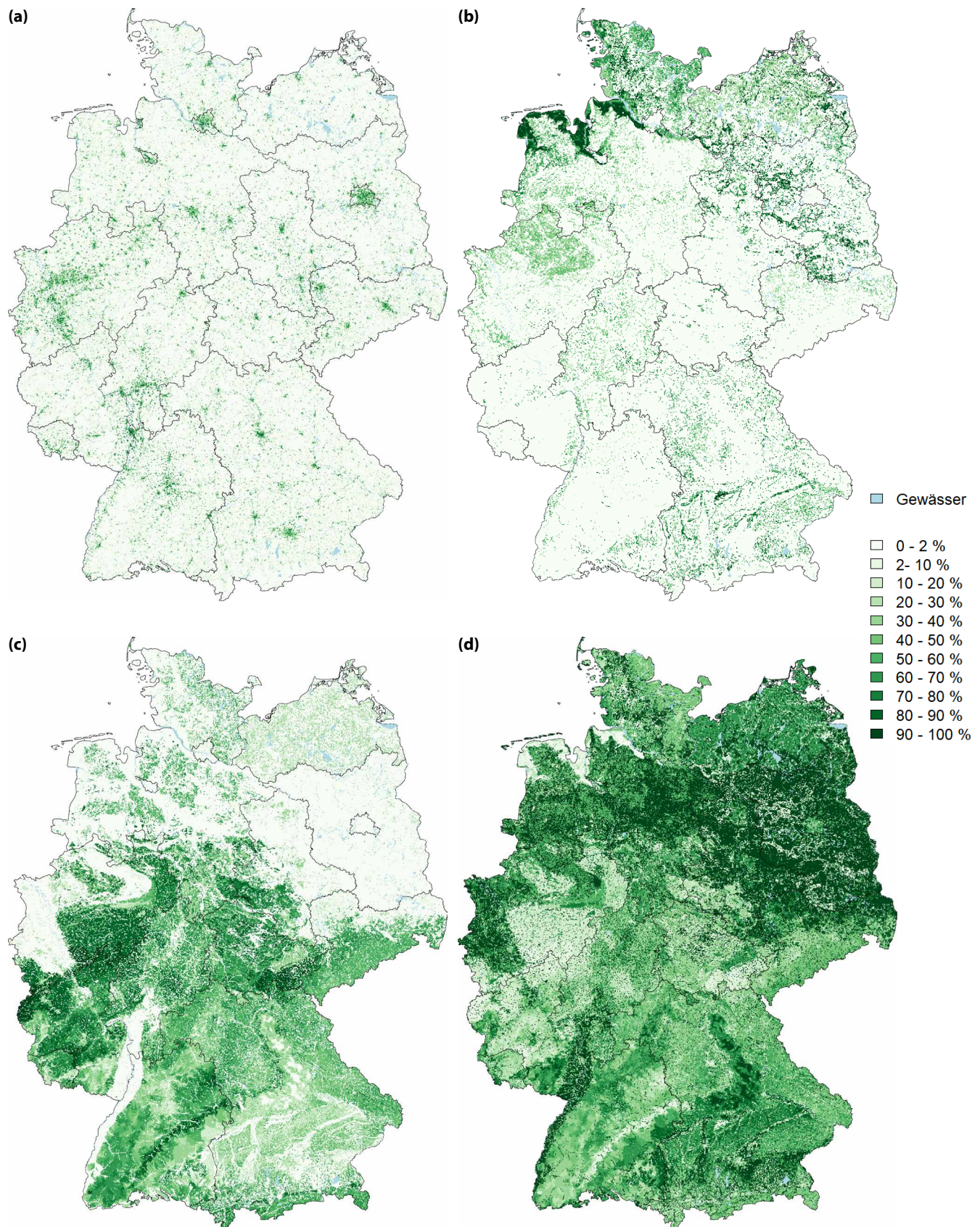
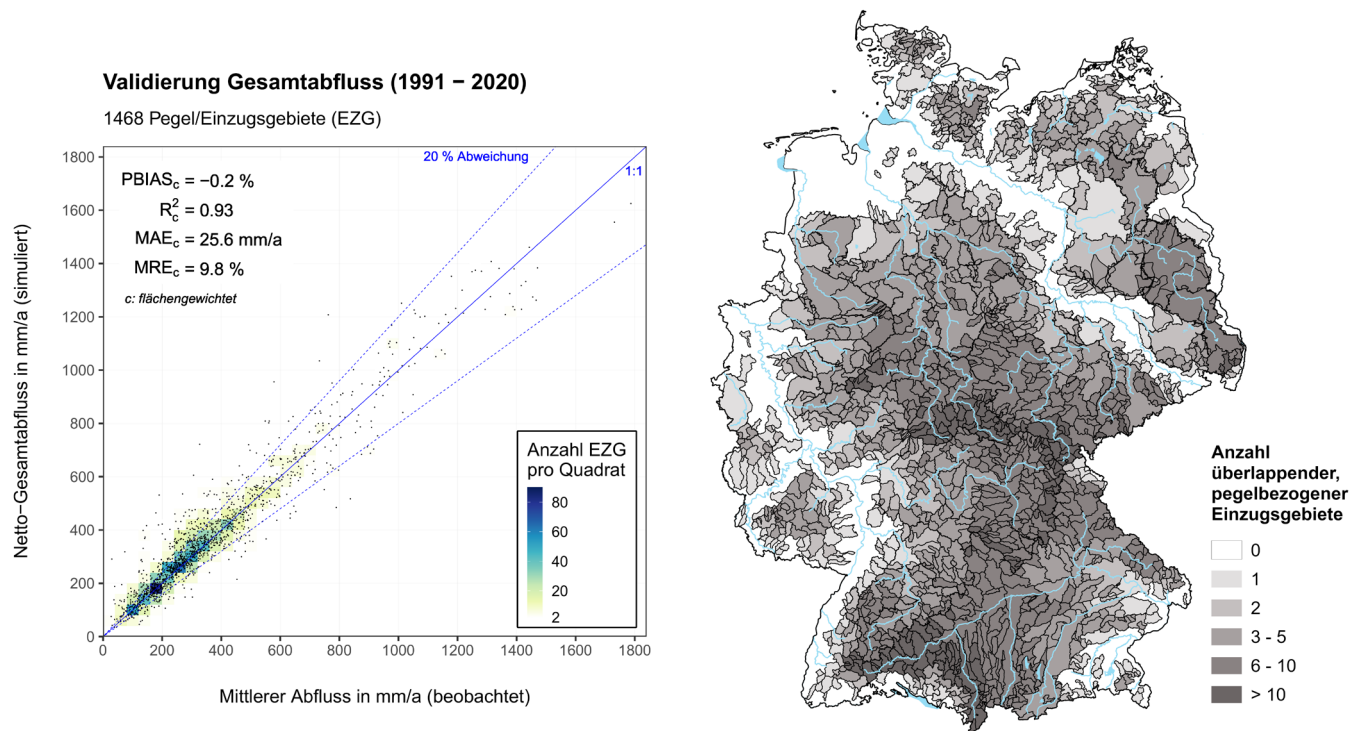


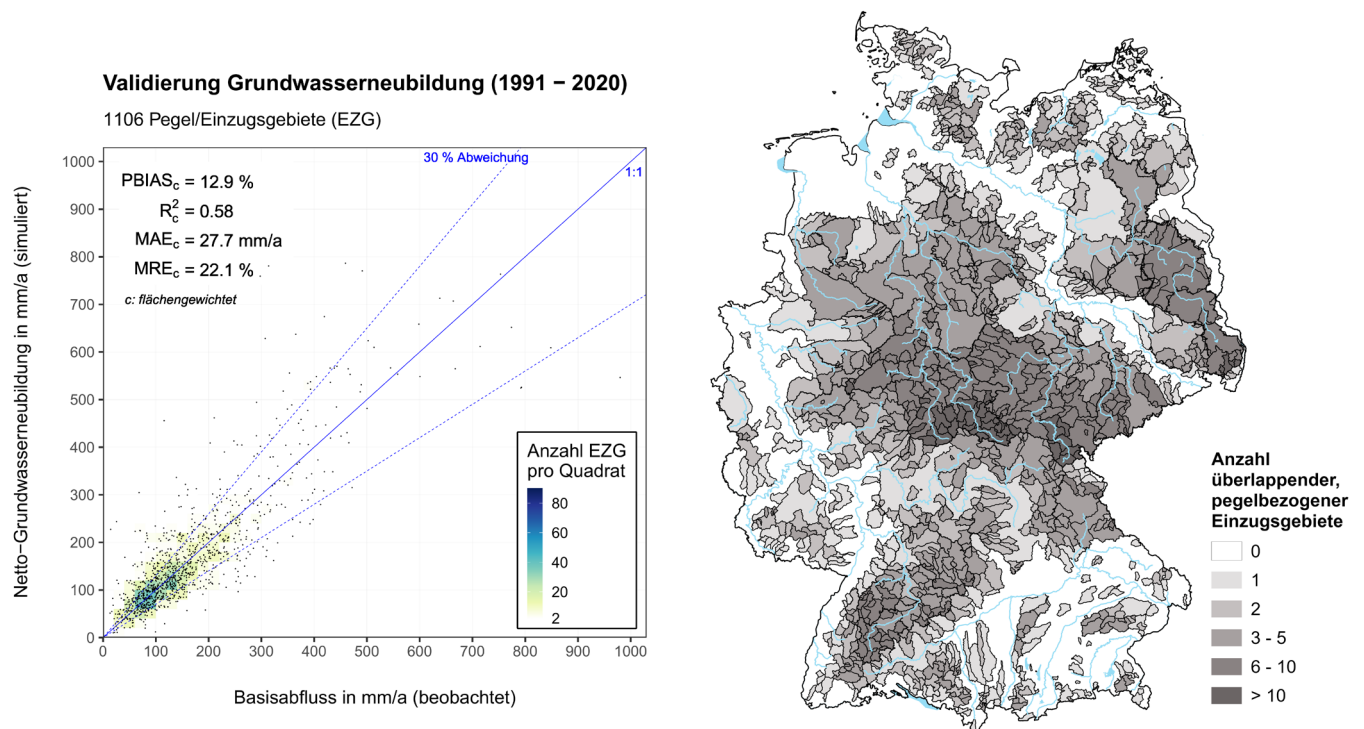
Abbildung 9

Prozentuale Anteile des Oberflächenabflusses und des Abflusses von urbanen Flächen (a), des Dränabflusses (b), des natürlichen Zwischenabflusses (c) und der Brutto-Grundwasserneubildung (d) am Brutto-Gesamtabfluss.

Portion of surface runoff and runoff from urban areas (a), drainage runoff (b), natural interflow (c) and groundwater recharge (d) in total runoff (in percent).

**Abbildung 10**

Ergebnis der Validierung der simulierten mittleren Netto-Gesamtabflusshöhen (links) für die 1.468 geeigneten Einzugsgebiete (rechts).
Results of validation of simulated net-total runoff (left) for the 1,468 suitable gauge related catchments (right).

**Abbildung 11**

Validierung der simulierten mittleren Netto-Grundwasserneubildungshöhen (links) für die 1.106 geeigneten Einzugsgebiete (rechts). Dunklere Grautöne kennzeichnen dabei eine höhere Anzahl überlappender Einzugsgebiete.
Results of validation of simulated net-groundwater recharge (left) for the 1,106 suitable gauge related catchments (right). Darker shades of gray indicate a higher number of overlapping areas.

Datensätzen mit den Ergebnissen zusammenfügen ließen. Um regionale Besonderheiten in den Datengrundlagen und beim Modellierungsprozess zu berücksichtigen, erfolgte eine enge Zusammenarbeit mit den 16 Bundesländern. Zu diesem Zweck fanden mit allen Bundesländern separate Abstimmungen und/oder Workshops statt, auf denen alle Modellierungsschritte und Datengrundlagen sowie die entsprechenden Modellergebnisse den jeweiligen Länderfachleuten vorgestellt und diskutiert wurden.

Für bundesweite Fragestellungen, wie z. B. in Zusammenhang mit dem Wirkungsmonitoring zur Umsetzung der Düngeverordnung (UBA, 2024), sollten die von den Bundesländern zur Verfügung gestellten Datengrundlagen landesübergreifend harmonisiert werden. Hier besteht ein Handlungsbedarf, der jedoch außerhalb des RELAS-Projektes liegt. So ist die Erstellung einer landesübergreifenden räumlich hoch aufgelösten bodenkundlichen Datengrundlage mit einem Informationsgehalt dem Maßstab 1 : 50.000 entsprechend zu empfehlen. Bei den Datensätzen „potenziell drainierte Landwirtschaftsflächen“ und „BFI-Werte“ ist eine Harmonisierung nicht nur im Hinblick auf den Erhebungsmaßstab der Datensätze erforderlich, sondern bereits im Hinblick auf die zugrundeliegende Ableitungsmethodik sinnvoll.

In der deutschlandweiten mGROWA-Modellierung wurde zunächst der Gesamtabfluss modelliert. Generell wirken sich geringe Niederschläge von oft weniger als 800 mm/a und eine hohe potenzielle Evapotranspiration limitierend auf den Gesamtabfluss aus. Aufgrund von Niederschlägen von weniger als 600 mm/a kommt es im Nordosten und einigen Teilen Südwestdeutschlands zu Gesamtabflüssen von weniger als 100 mm/a. Der Netto-Gesamtabfluss berücksichtigt den Kapillaraufstieg und die direkte Evapotranspiration aus dem Grundwasser und unterscheidet sich daher vom Brutto-Gesamtabfluss in Gebieten mit oberflächennahem Grundwasser und Dränagesystemen. Negative Abflüsse sind in Tieflandregionen zu beobachten, wo die Evapotranspiration den Gesamtabfluss übersteigt.

Auf Basis des Brutto-Gesamtabflusses werden die Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Direktabfluss aus urbanen Systemen, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Brutto-Grundwasserneubildung separiert. Auf diese Weise lassen sich, wie eingangs gefordert, für ganz Deutschland die relevanten Abflusskomponenten (Direktabflusskomponenten sowie Grundwasserneubildung) mit hoher räumlicher und zeitlicher Auflösung modellieren.

Analog zum Gesamtabfluss wird zwischen Brutto- und Netto-Grundwasserneubildung unterschieden, was sich zum einen in Regionen mit hohem Grundwasserspiegel zeigt, in denen Entwässerungssysteme installiert wurden, wie z. B. in den Marschgebieten an der Nordseeküste, aber auch in vielen grundwasserbeeinflussten Niederungsgebieten in Ostdeutschland wie der Spree- und Havelniederung oder der Uckermark. In diesem Fall steuern die Einbautiefe der landwirtschaftlichen Dränagen und der monatlich schwankende Grundwasserspiegel im Boden direkt die Aufteilung des Sickerwassers in Dränabfluss und Grundwasserneubildung. Zum anderen zeigen sich Unterschiede bei Rasterzellen mit einer Grundwasserbeeinflussung und ohne künstliche Entwässerung. Dort erreicht das Sickerwasser direkt die Grundwasseroberfläche und trägt somit per Definition zur Grundwasserneubildung bei. Aufgrund des Kapillaraufstiegs und

der direkten Evapotranspiration aus dem Grundwasser kann es an diesen Standorten vor allem in den Sommermonaten dazu kommen, dass die verdunstete Wassermenge aus dem Grundwasser die Grundwasserneubildung übersteigt.

Damit die modellierten Daten als Input für Nährstoffmodelle geeignet sind, sie also die Interpretation der modellierten Abflusswerte im Hinblick auf ihre Bedeutung für den Nährstoffexport ermöglichen, ist zu beachten, dass absolute Werte einer Abflusskomponente allein keine Rückschlüsse auf ihre regionale Bedeutung als Eintragspfad für Nährstoffe zulassen. Ein Beispiel hierfür sind Standorte in der Norddeutschen Tiefebene mit tiefem Grundwasserspiegel. Dort liegt die Brutto-Grundwasserneubildung mit weniger als 100 mm/a im östlichen Teil der Norddeutschen Tiefebene deutlich geringer als im westlichen Teil der Norddeutschen Tiefebene, wo Werte von bis zu 300 mm/a auftreten können. Keineswegs aber bedeutet die höhere Grundwasserneubildung im westlichen Teil dieser Region, dass die Grundwasserneubildung dort ein dominanterer Eintragspfad für Nitrat in das Grundwasser ist als im östlichen Teil.

Das Gleiche gilt für den Vergleich der absoluten Höhe der Abflusskomponenten in den verschiedenen Regionen. Bezüglich der Frage, welche Abflusskomponenten in den unterschiedlichen Regionen Deutschlands dominant sind, ist beispielsweise festzustellen, dass der Dränabfluss im nordostdeutschen Raum in der Regel unter 150 mm/a liegt. Dieser hat aber mit mehr als 70 % Anteil am Gesamtabfluss als Eintragspfad die gleiche Dominanz wie der natürliche Zwischenabfluss im Rheinischen Schiefergebirge, der Werte bis zu 700 mm/a aufweist. Um die regionale Relevanz von Abflusskomponenten als Eintragspfade für den Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer zu beurteilen, ist es daher vor allem wichtig, die relativen Anteile der einzelnen Abflusskomponenten am Gesamtabfluss zu betrachten.

In diesem Zusammenhang wird deutlich, dass deutschlandweit der Zwischenabfluss und die Grundwasserneubildung die Haupteintragspfade sind, wobei die Anteile des Zwischenabflusses in den Festgesteinsgebieten Süddeutschlands und der Grundwasserneubildung in der Norddeutschen Tiefebene am höchsten sind. Kombinierte Oberflächen- und Siedlungsabflüsse sowie Dränageabflüsse sind weniger weit verbreitet, können aber auch lokal hohe Anteile haben, z. B. in den Marschgebieten nahe der Nordsee.

Bezüglich der Übereinstimmung der modellierten Abflüsse mit beobachteten Abflüssen auf Einzugsgebietsebene wurden der modellierte Gesamtabfluss und die Grundwasserneubildung für den Zeitraum 1991 bis 2020 anhand von Abflussmessungen an Pegeln validiert. Generell ist eine räumlich auf Einzugsgebiets-ebene aggregierte Validierung von räumlich hoch aufgelöst modellierten Abflusskomponenten nicht ideal dafür, Eintragspfade für Nährstoffe in Grundwasser und Oberflächengewässer zu identifizieren. Aber da Monitoringsysteme zur standörtlichen Erfassung einzelner Abflusskomponenten im Landes- und Bundesmaßstab nicht existieren, ist der Vergleich mit beobachteten Abflüssen an Flusspegeln in der Regel die einzige praktikable Möglichkeit zur Modellvalidierung (ROSSO, 1994).

Obwohl die statistischen Kennzahlen PBIAS, MAE und MRE belegen, dass eine gute Übereinstimmung mit den pegelbezogenen

Abflussmessungen erzielt wurde, bedeutet dies nicht unbedingt, dass die für einzelne 100-m-x-100-m-Rasterzellen modellierten Abflüsse auch tatsächlich zutreffen (SIDLE, 2021). Grund dafür ist die theoretische Möglichkeit, dass sich Über- und Unterschätzungen in einzelnen Rasterzellen auf der Einzugsgebietsebene ausgleichen, so dass eine gute Überstimmung der über das Einzugsgebiet gemittelten simulierten Werte mit den beobachteten Werten mathematisch erzielt wird, real aber nicht vorliegt. Dennoch können bei der Validierung des simulierten Gesamtabflusses die sehr gute Übereinstimmung für eine große Anzahl geeigneter pegelbezogener Einzugsgebiete und die hohe räumliche Abdeckung der Fläche Deutschlands, die hierbei erreicht wurde, als Belege für die gute Modelleistung angesehen werden.

Die einzige Abflusskomponente, die bei der Modellvalidierung explizit validiert wurde und einen wichtigen Eintragspfad für Nährstoffe darstellt, ist die Grundwasserneubildung. Die Möglichkeiten für eine spezifische Validierung der Direktabflusskomponenten Oberflächenabfluss, Direktabfluss von urbanen Flächen, Dränabfluss und natürlicher Zwischenabfluss sind begrenzt, da alle Direktabflusskomponenten kurz nach einem Niederschlagsereignis in die Oberflächengewässer gelangen und in den Abflussganglinien der Pegel nur schwer voneinander zu unterscheiden sind. Dennoch lassen sich aus den Ergebnissen des Validierungsprozesses mehrere Schlussfolgerungen im Hinblick auf die eingangs angesprochene Zuverlässigkeit modellierter Abflüsse bei der Ableitung von Nährstoff-Eintragspfaden ziehen.

Grundsätzlich spielt der Oberflächenabfluss auch eine wichtige Rolle für diffuse Phosphateinträge, v. a. über die Wassererosion. Da im Modellverbund die mittlere Bodenabtragsgefahr auf Basis der Allgemeinen Bodenabtragsgleichung (ABAG) ermittelt wird, geht hier nicht die modellierte Oberflächenabflusshöhe ein, sondern das Potenzial für Oberflächenabfluss, das sich v. a. aus dem R- und L-Faktor der ABAG herleitet. Bei der Interpretation der modellierten Oberflächenabflusshöhen für eventuelle Stoffeinträge in Oberflächengewässer ist zusätzlich zu beachten, dass eine Gewässeranbindung gegeben sein muss, d. h. lediglich ein Bruchteil der ausgewiesenen Rasterpixel mit Oberflächenabfluss ist für Stoffeinträge von Relevanz.

Über die Validierung der Netto-Grundwasserneubildung wurde zumindest die Gültigkeit der Summe der modellierten Direktabflusskomponenten bestätigt. Da in einer Region zudem jeweils nur eine der beiden Hauptkomponenten des Direktabflusses, d. h. natürlicher Zwischenabfluss oder Dränabfluss, abflussrelevant ist, kann das Ergebnis der Validierung als indirekte Validierung des modellierten natürlichen Zwischenabflusses bzw. Dränabflusses in der betreffenden Region betrachtet werden. Dementsprechend kommt die Validierung zu dem Ergebnis, dass mGROWA die wichtigsten Eintragspfade für Stickstoff bei der deutschlandweiten Wasserhaushaltsmodellierung in einer regional realistischen und repräsentativen Weise abbildet.

Im Rahmen der eintragspfadbezogenen Nährstoffmodellierung ist es zwar möglich, die in jährlicher Auflösung modellierten Abflusskomponenten nur für kurze Zeiträume zu verwenden, etwa ein oder zwei Jahre. Dabei besteht jedoch die Gefahr, dass die modellierten pfadspezifischen Nitrat- und Phosphorfrachten stärker von der kurzfristigen regionalen Klimavariabilität als von den regionalen Nitrat- und Phosphor-Einträgen in

den Boden bestimmt werden. Daher ist dieses Vorgehen nicht zu empfehlen. Aus diesem Grund werden alle mGROWA-Modellergebnisse zu langfristigen Durchschnittswerten für 1991 bis 2020 aggregiert. Dies bietet nicht nur eine verlässliche Referenz für die Bestimmung der regional dominierenden Eintragspfade, sondern auch für die Berechnung der eintragspfadspezifischen Nährstofffrachten.

Ein wichtiger Aspekt ist in diesem Zusammenhang die Prognose der Auswirkungen von Maßnahmen zur Nährstoffreduzierung auf die zu erwartenden Stickstoff- und Phosphoreinträge ins Grundwasser und die Oberflächengewässer. Die Szenarien zur Stickstoff- und Phosphordüngung der Böden beruhen auf mehrjährigen gleitenden Mittelwerten (ZINNBAUER et al., 2023). Für die Analyse, ob die in diesen Szenarien prognostizierte Entwicklung der Stickstoff- und Phosphordüngung positive Effekte auf die Stickstoff- und Phosphorbelastung des Grundwassers und der Oberflächengewässer haben, sind die hier vorgestellten langfristigen Jahresmittelwerte der Abflusskomponenten ein geeigneter Referenzrahmen. Entscheidender Vorteil ist, dass die modellierten Veränderungen der Nährstofffrachten vor allem auf Veränderungen der Stickstoff- und Phosphordüngung der Böden beruhen und nicht auf klimatische Schwankungen zurückzuführen sind.

Die Entwicklung von räumlich differenzierten Wasserhaushaltsmodellen und deren Umsetzung auf Bundes- und Landesebene hat eine lange Geschichte. Bis in die 2000er Jahre kamen für makro-skalige Fragestellungen vor allem Modelle zum Einsatz, die auf empirischen Gleichungen (LIEBSCHER & KELLER, 1979; DÖRHÖFER & JOSOPAIT, 1980; WENDLAND & KUNKEL, 1999; GLUGLA et al., 2003) beruhen. Begünstigt durch die zunehmende Verfügbarkeit räumlich und zeitlich hoch aufgelöster digitaler Datengrundlagen werden auf Bundes- und Landesebene seit Mitte der 2000er Jahre verstärkt komplexere, z. B. deterministische Modelle zur Anwendung gebracht.

Je nach Fokus der hydrologischen Fragestellung, z. B. Abflusssimulation oder Grundwasserneubildung, und nach Region kommen in Deutschland verschiedene Modelle zum Einsatz. Das Wasserhaushaltsmodell ArcEGMO (Arc-Einzugsgebietsmodell) wird vor allem in östlichen Bundesländern eingesetzt, z. B. in Sachsen-Anhalt (PFÜTZNER et al., 2008) und Brandenburg (PFÜTZNER, 2017). In nordwestlichen Bundesländern befindet sich dagegen verbreitet das Wasserhaushaltsmodell mGROWA in Anwendung, z. B. für Niedersachsen (ERTL et al., 2019), Nordrhein-Westfalen (HERRMANN & WENDLAND, 2021) und Schleswig-Holstein (MCNAMARA et al., 2024), während in südlichen Bundesländern Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen das Wasserhaushaltsmodell GWN-BW (Grundwasserneubildung-Bodenwasserhaushalt) (KOPP et al., 2018) zum Einsatz kommt. In kürzlich abgeschlossenen bundesweiten Modellierungen wurden die Modelle mGROWA (STEIN et al., 2024) und LARSIM (Large Area Runoff Simulation Model) (MORLING et al., 2024) angewendet.

Aufgrund von Unterschieden

- in den zugrundeliegenden Modellkonzepten bzw.
- bei den modellierten Wasserhaushaltskomponenten sowie
- bei den eingehenden Datengrundlagen bzw.
- in den modellierten hydrologischen Perioden und

- in der Modelldiskretisierung sowie
- der verfügbaren pegelbezogenen Abflussdaten für die Validierung der Modellergebnisse

sind die in der vorgelegten Studie modellierten Abflüsse in ihrer Höhe nur eingeschränkt mit den modellierten Abflusshöhen aus den oben genannten Studien vergleichbar.

5 Zusammenfassung

Die statistischen Kennzahlen PBIAS, MAE und MRE belegen, dass die mit hoher räumlicher modellierten und zeitlicher Auflösung modellierten Gesamtabflusshöhen und Grundwasserneubildungshöhen für den Zeitraum 1991 bis 2020 gut mit den gemessenen Abflüssen von mehr als 1.100 pegelbezogenen Flusseinzugsgebieten übereinstimmen. Die auf Basis des Gesamtabflusses modellierten Abflusskomponenten Oberflächenabfluss, Direktabfluss aus urbanen Systemen, natürlicher Zwischenabfluss, Dränabfluss und Grundwasserneubildung stellen damit eine zuverlässige Grundlage für die deutschlandweite pfadspezifische Ausweisung von Nährstoffeinträgen in die Gewässer dar und ermöglichen es, die regionale Relevanz eines Eintragspfads für den Nährstoffeintrag in Oberflächengewässer zu beurteilen und bei der Planung von Managementkonzepten zu berücksichtigen.

Die vorliegende Arbeit ist ausschließlich auf eine Diskussion der Abflusskomponenten als Eintragspfade für Nitrat und Phosphor beschränkt. Für die tatsächliche Höhe des Stickstoff- und Phosphoreintrags sind darüber hinaus zum einen räumlich spezifische landwirtschaftliche Praktiken sowie die hieraus resultierenden austragbaren überschüssigen Düngemengen wichtig, welche im RELAS Projekt mit dem agrarökonomischen Modell RAUMIS (HENRICHSMAYER et al., 1996) abgebildet werden. Zum anderen sind reaktive Transportprozesse maßgeblich, welche im RELAS-Projekt mit den Modellen DENUZ (Denitrifikation in der ungesättigten Zone) (WENDLAND et al., 2020), WEKU (Wendland and Kunkel) (WOLTERS et al., 2022) und MEPhos (model for determining phosphorus input) (TETZLAFF et al., 2009) abgebildet werden, durch die die eingetragenen Nährstoffmengen regional vermindert werden können.

Conclusion

The statistical indicators PBIAS, MAE and MRE show that the total runoff and groundwater recharge levels modeled in high spatial and temporal resolution for the period 1991 to 2020 correspond well with the measured runoff from more than 1,100 gauging station-related river basins. The runoff components separated on the basis of total runoff, surface runoff, direct runoff from urban systems, natural interflow, drainage runoff and groundwater recharge, thus provide a reliable basis for the Germany-wide pathway-specific identification of nutrient inputs to surface waters and allow for an assessment of the regional relevance of an input pathway for nutrient inputs to surface waters.

The present study is limited exclusively to the discussion of runoff components as input pathways for nitrogen and phosphorus. To determine the actual nitrogen and phosphorus inputs, on the one hand, specific agricultural practices and the resulting fertilizer surpluses are of importance, which are simulated in the RELAS project using the agro-economic model RAUMIS (HENRICHSMAYER et al., 1996). On the other hand, nutrient transport

processes, which are represented in the RELAS project with the models DENUZ (denitrification in the unsaturated zone) (WENDLAND et al., 2020), WEKU (Wendland and Kunkel) (WOLTERS et al., 2022) and MEPhos (model for determining phosphorus input) (TETZLAFF et al., 2009), are decisive, through which the nutrient inputs can be shown in a regionally differentiated manner.

Erklärung zur Datenverfügbarkeit

Die Weitergabe zentraler Daten, auf denen die Erkenntnisse dieser Studie beruhen, ist durch Lizenzen und/oder datenschutzrechtliche Vorgaben eingeschränkt bzw. untersagt, weshalb die Daten in Ihrer Gesamtheit nicht öffentlich zugänglich sind.

Danksagung

Unser Dank gilt der fördernden Institution, dem Bundesministerium für Ernährung und Landwirtschaft (BMEL, inzwischen Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat (BMLEH)), und dem Projektträger, der Bundesanstalt für Landwirtschaft und Ernährung (BLE), ohne die dieses Projekt nicht durchführbar gewesen wäre. Seit dem Jahr 2022 wird das RELAS-Projekt intensiv durch einen Projektbeirat mit fachlich versierten Mitgliedern aus Bund und Ländern begleitet. Wir möchten allen Mitgliedern des Projektbeirats, die die Arbeiten mit kritischem Blick in anregenden Diskussionen und im fachlichen Austausch unterstützt haben, für die gute Zusammenarbeit danken.

Anschrift der Verfasser

Dr. Tim Wolters
 Dr. Björn Tetzlaff
 Prof. Dr. Frank Wendland
 Forschungszentrum Jülich GmbH
 Institut für Bio- und Geowissenschaften (IBG-3)
 Wilhelm-Johnen-Straße, 52425 Jülich
 t.wolters@fz-juelich.de
 b.tetzlaff@fz-juelich.de
 f.wendland@fz-juelich.de

Literatur

- ABBOTT, M.B., J.C. BATHURST, J.A. CUNGE, P.E. O'CONNELL & J. RASMUSSEN (1986): An introduction to the European Hydrological System – Systeme Hydrologique Europeen, „SHE“, 1: History and philosophy of a physically-based, distributed modelling system. – *Journal of Hydrology*, 87(1), 45-59. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90114-9](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90114-9).
- ADAMS, R., P. QUINN, N. BARBER & S. BURKE (2020): Identifying flow pathways for phosphorus transport using observed event forensics and the CRAFT (catchment runoff attenuation flux tool). – *Water*, 12(4), 1081. <https://doi.org/10.3390/w12041081>.
- ALLEN, R.G., L.S. PEREIRA, D. RAES & M. SMITH (1998): Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and drainage paper, 56. FAO, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- ARHEIMER, B., J. DAHNÉ, C. DONNELLY, G. LINDSTRÖM & J. STRÖMQVIST (2012): Water and nutrient simulations using the HYPE model for Sweden vs. the Baltic Sea basin – influence of input-data quality and scale. – *Hydrology Research*, 43(4), 315-329. <https://doi.org/10.2166/nh.2012.010>.
- ARNOLD, J.G., R. SRINIVASAN, R.S. MUTTIAH & J.R. WILLIAMS (1998): Large area hydrologic modeling and assessment Part I: Model development. – *Journal of the American Water Resources Association*, 34(1), 73-89. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.1998.tb05961.x>.

- ATV-DVWK, Abwassertechnischen Vereinigung e. V. (ATV) & Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e. V. (DVWK) (Hrsg.) (2002): Verdunstung in Bezug zu Landnutzung, Bewuchs und Boden. ATV-DVWK-Regelwerk, Merkblatt, M 504. Heutiger Herausgeber: DWA, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall.
- BAUMGARTNER, A. & H.J. LIEBSCHER (1996): Allgemeine Hydrologie, Quantitative Hydrologie. Borntraeger.
- BEVEN, K. (2012): Rainfall-Runoff Modelling: The Primer. Wiley-Blackwell. <https://doi.org/10.1002/9781119951001>.
- BKG, Bundesamt für Kartographie und Geodäsie (2022a): Geographisches Gitter für Deutschland „GeoGitter“, 100 m, ETRS89/UTM Zone 32N. Bundesamt für Kartographie und Geodäsie. Hannover. Online verfügbar unter: <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitale-geodaten/hoehenmodelle/gitterdaten.html>
- BKG (2022b): Digitales Geländemodell Gitterweite 25 m (DGM25). <https://gdz.bkg.bund.de/index.php/default/digitales-gelandemodell-gitterweite-25-m-dgm25.html>.
- BLOOMFIELD, J.P., D.J. ALLEN & K.J. GRIFFITHS (2009): Examining geological controls on baseflow index (BFI) using regression analysis: An illustration from the Thames Basin, UK. – *Journal of Hydrology*, 373(1), 164–176. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.04.025>.
- BORMANN, H. & S. ELFERT (2010): Application of WaSiM-ETH model to Northern German lowland catchments: Model performance in relation to catchment characteristics and sensitivity to land use change. – *Advances in Geosciences*, 27, 1–10. <https://doi.org/10.5194/adgeo-27-1-2010>.
- BUG, J., S. HEUMANN, U. MÜLLER & A. WALDECK (2020): GeoBerichte 19: Auswertungsmethoden im Bodenschutz. https://www.lbeg.niedersachsen.de/karten_daten_publikationen/publikationen/geoberichte/geoberichte-19-100055.html.
- CHEN, L., J. ŠIMUNEK, S.A. BRADFORD, H. AJAMI & M.B. MELES (2022): A computationally efficient hydrologic modeling framework to simulate surface-subsurface hydrological processes at the hillslope scale. – *Journal of Hydrology*, 614, 128539. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2022.128539>.
- COPERNICUS (2020): High Resolution Layer Imperviousness Density 2018 (10 m). Copernicus Land Monitoring Service, European Environment Agency (EEA). <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/imperviousness-density/status-maps/2018>.
- DE VRIES, J.J. & I. SIMMERS (2002): Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. – *Hydrogeology Journal*, 10(1), 5–17. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0171-7>.
- DEMUTH, S. (1993): Untersuchungen zum Niedrigwasser in West-Europa. – *Freiburger Schriften zur Hydrologie*, 1. Universität Freiburg, Professur für Hydrologie.
- DIAZ, I., P. LEVRINI, M. ACHKAR, C. CRISCI, C.F. NION, G. GOYENOLA & N. MAZZEO (2021): Empirical modeling of stream nutrients for countries without robust water quality monitoring systems. – *Environments*, 8(11), 129. <https://doi.org/10.3390/environments8110129>.
- DIN, DEUTSCHE INDUSTRIE NORM (1994): Hydrologie – Teil 3: Begriffe zur quantitativen Hydrologie.
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. – *Mitteilungen des Institutes für Hydrologie und Wasserwirtschaft der Universität Karlsruhe*, 53.
- DÖRHÖFER, G. & V. JOSOPAIT (1980): Eine Methode zur flächendifferenzierten Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate. – *Geologisches Jahrbuch*, C(27), 349–353.
- DÖRHÖFER, G. & H. RÖHM (2001): Aufbruch nach Europa: Hydrogeologie vor neuen Aufgaben. Der natürliche Grundwasserhaushalt in Niedersachsen. Arbeitshefte Wasser, 1, Schweizerbart.
- DUSEK, J. & T. VOGEL (2019): Modeling travel time distributions of preferential subsurface runoff, deep percolation and transpiration at a montane forest hillslope site. – *Water*, 11(11), 2396. <https://doi.org/10.3390/w11112396>.
- DWD (2022a): Raster der Niederschlagssumme in mm für Deutschland – HYRAS-DE-PRE, Version v6.0. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/hyras_de/precipitation/.
- DWD (2022b): DWD Climate Data Center (CDC): Monatliche Raster der Summe der potentiellen Evapotranspiration über Gras, Version 0.x. https://opendata.dwd.de/climate_environment/CDC/grids_germany/monthly/evapo_p/.
- EHLERS, L., F. HERRMANN, M. BLASCHEK, R. DUTTMANN & F. WENDLAND (2016): Sensitivity of mGROWA-simulated groundwater recharge to changes in soil and land use parameters in a Mediterranean environment and conclusions in view of ensemble-based climate impact simulations. – *Science of the Total Environment*, 543, 937–951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.04.122>.
- ENGEL, N., U. MÜLLER & W. SCHÄFER (2012): BOWAB – Ein Mehrschicht-Bodenwasserhaushaltsmodell, in *Klimawandel und Bodenwasserhaushalt*. – *GeoBerichte*, 20, 85–98. https://doi.org/10.48476/geober_20_2012.
- ERTL, G., J. BUG, J. ELBRACHT, N. ENGEL & F. HERRMANN (2019): Grundwasserneubildung von Niedersachsen und Bremen. Berechnungen mit dem Wasserhaushaltsmodell mGROWA18. – *GeoBerichte*, 36.
- EU-MSFD, EU Marine Strategy Framework Directive (2008): Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. – *Official Journal of the European Communities*, 1–40. Publications Office of the European Union (OP). <http://data.europa.eu/eli/dir/2008/56/oj>.
- EU-NID, EU Nitrates Directive (1991): Council Directive 91/676/EEC of 12 December 1991 concerning the protection of waters against pollution caused by nitrates from agricultural sources. – *Official Journal of the European Communities*, 1–8. Publications Office of the European Union (OP). <http://data.europa.eu/eli/dir/1991/676/2008-12-11>.
- EU-WFD, EU Water Framework Directive (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – *Official Journal of the European Communities*, 1–73. Publications Office of the European Union (OP). <http://data.europa.eu/eli/dir/2000/60/oj>.
- FLECK, S., N. EICKENSCHIEDT, B. AHREND, J. EVERS, E. GRÜNEBERG, N. WELLBROCK (2019): Nitrogen status and dynamics in German forest soils. – *WELLBROCK, N. & A. BOLTE (Hrsg.): Status and dynamics of forests in Germany. Ecological Studies*, 237, 123–167. Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-15734-0_5.
- FLÜGEL, W.A. & R.E. Smith (1998): Integrated process studies and modeling simulations of hillslope hydrology and interflow dynamics using the HILLS model. – *Environmental Modelling & Software*, 14(2), 153–160. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(98\)00066-8](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(98)00066-8).
- FRIESLAND, H. & F.-J. LÖPMEIER (2007): The performance of the model AMBAV for evapotranspiration and soil moisture on Müncheberg data. – *KERSEBAUM, K.C., J.M. HECKER, W. MIRSCHEL & M. WEGEHENKEL (Hrsg.): Modelling water and nutrient dynamics in soil – crop systems*, Springer, 19–26. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4479-3_2.

- GLUGLA, G., P. JANKIEWICZ, C. RACHIMOW, K. LOJEK, K. RICHTER, G. FURTIG & P. KRAHE (2003): BAGLUVA – Wasserhaushaltsverfahren zur Berechnung vieljähriger Mittelwerte der tatsächlichen Verdunstung und des Gesamtabflusses. Bundesanstalt für Gewässerkunde: BfG-Berichte, 1342.
- GUO, Y., Y. ZHANG, T. ZHANG, K. WANG, J. DING & H. GAO (2019): Surface Runoff. – LI, X. & H. VEREECKEN (Hrsg.): Observation and measurement of ecohydrological processes, Springer, 241-306. <https://doi.org/10.1007/978-3-662-48297-1>.
- GUPTA, H., S. SOROOSHIAN & O.Y. PATRICE (1999): Status of automatic calibration for hydrologic models: comparison with multilevel expert calibration. – Journal of Hydrologic Engineering, 4(2), 135-143. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)1084-0699\(1999\)4:2\(135\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)1084-0699(1999)4:2(135)).
- HABERLANDT, U., B. KLÖCKING, V. KRYSANOVA & A. BECKER (2001): Regionalisation of the base flow index from dynamically simulated flow components – a case study in the Elbe River Basin. – Journal of Hydrology, 248(1), 35-53. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00391-2](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00391-2).
- HANSEN, B., T. DALGAARD, L. THORLING, B. SØRENSEN & M. ERLANDSEN (2012): Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. – Biogeosciences, 9(8), 3277-3286. <https://doi.org/10.5194/bg-9-3277-2012>.
- HEALY, R.W. (2010): Estimating Groundwater Recharge. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511780745>.
- HEATHWAITE, A.L., P.F. QUINN, & C.J.M. HEWETT (2005): Modelling and managing critical source areas of diffuse pollution from agricultural land using flow connectivity simulation. – Journal of Hydrology, 304(1), 446-461. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.07.043>.
- HEATHWAITE, A.L., S.P. BURKE & L. BOLTON (2006): Field drains as a route of rapid nutrient export from agricultural land receiving biosolids. – Science of The Total Environment, 365(1), 33-46. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.033>.
- HEIDECKE, C.H., P. KREINS, P. KUHR, R. KUNKEL, J. MAHNKOPF ... F. WENDLAND (2015): Entwicklung eines Instrumentes für ein flussgebietsweites Nährstoffmanagement in der Flussgebietseinheit Weser – AGRUM+ Weser. – Thünen Report, 21. https://doi.org/10.3220/REP_21_2015.
- HENRICHSMEYER, W., C. CYPRIS, W. LÖHE, M. MEUDT, R. SANDER, F. VON SOTHEN, A. SCHEFSKI & K.H. SCHLEEF (1996): Entwicklung des gesamtdeutschen Agrarsektormodells RAUMIS96. Forschungsbericht für das BML (Bundesministerium für Landwirtschaft), heute BMLEH (Bundesministerium für Landwirtschaft, Ernährung und Heimat) (94 HS 021).
- HENRIKSEN, H.J., L. TROLDORG, P. NYEGAARD, T.O. SONNENBORG, J.C. REFSGAARD & B. MADSEN (2003): Methodology for construction, calibration and validation of a national hydrological model for Denmark. – Journal of Hydrology, 280(1), 52-71. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00186-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00186-0).
- HERRMANN, F., K. KEULER, T. WOLTERS, S. BERGMANN, M. EISELE & F. WENDLAND (2021): Mit der Modellkette RCP-GCM-RCM-mGROWA projizierte Grundwasserneubildung als Datenbasis für zukünftiges Grundwasseranagement in Nordrhein-Westfalen. – Grundwasser, 26(1), 17-31. <https://doi.org/10.1007/s00767-020-00471-x>.
- HERRMANN, F., G. BERTHOLD, J.-G. FRITSCH, R. KUNKEL, H.-J. VOIGT & F. WENDLAND (2012): Development of a conceptual hydrogeological model for the evaluation of residence times of water in soil and groundwater: the state of Hesse case study, Germany. – Environmental Earth Sciences, 67(8), 2239-2250. <https://doi.org/10.1007/s12665-012-1665-4>.
- HERRMANN, F. & F. WENDLAND (2021): Modellierung des Wasserhaushalts in Nordrhein-Westfalen mit mGROWA. – LANUV-Fachbericht 110, Teil IIa. Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen. https://www.lanuv.nrw.de/fileadmin/lanuv-publ/3_fachberichte/30110b.pdf.
- HERRMANN, F., S. CHEN, L. HEIDT, J. ELBRACHT, N. ENGEL, ... F. WENDLAND (2013): Zeitlich und räumlich hochaufgelöste flächendifferenzierte Simulation des Landschaftswasserhaushalts in Niedersachsen mit dem Modell mGROWA. – Hydrologie und Wasserbewirtschaftung, 57(5), 206-224. https://doi.org/10.5675/HyWa_2013.5_2.
- HRACHOWITZ, M., H. SAVENIJE, T.A. BOGAARD, D. TETZLAFF & C. SOULSBY (2013): What can flux tracking teach us about water age distribution patterns and their temporal dynamics? – Hydrology and Earth System Sciences, 17(2), 533-564. <https://doi.org/10.5194/hess-17-533-2013>.
- HUFFMAN, L.R., D.D. FANGMEIER, W.J. ELLIOT & S.R. WORKMAN (2013): Chapter 5: Infiltration and runoff. – SCHWAB, G.O., D.D. FANGMEIER, W.J. ELLIOT & R.K. FREVERT (Hrsg.): Soil and Water Conservation Engineering, American Society of Agricultural and Biological Engineers, 81-113. <https://doi.org/10.13031/swce.2013.5>.
- JOHNES, P.J. (1996): Evaluation and management of the impact of land use change on the nitrogen and phosphorus load delivered to surface waters: the export coefficient modelling approach. – Journal of Hydrology, 183(3), 323-349. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02951-6](https://doi.org/10.1016/0022-1694(95)02951-6).
- JØRGENSEN, M., T. HALKJELSVIK & K. LIESTØL (2022): When should we (not) use the mean magnitude of relative error (MMRE) as an error measure in software development effort estimation? – Information and Software Technology, 143, 106784. <https://doi.org/10.1016/j.infsof.2021.106784>.
- KOPP, B., C. BAUMEISTER, T. GUDERA, M. HERGESELL, J. KAMPF, A. MORHARD & J. NEUMANN (2018): Entwicklung von Bodenwasserhaushalt und Grundwasserneubildung in Baden-Württemberg, Bayern, Rheinland-Pfalz und Hessen von 1951 bis 2015. – Hydrologie & Wasserbewirtschaftung, 62(2), 62-76. https://doi.org/10.5675/HyWa_2018.2_1.
- KREINS, P., H. GÖMANN, S. HERRMANN, R. KUNKEL & F. WENDLAND (2007): Integrated agricultural and hydrological modeling within an intensive livestock region. – ERICKSON, J.D., F. MESSNER & I. RING (Hrsg.): Advances in the Economics of Environmental Resources, 7, Emerald Group, 113-142. [https://doi.org/10.1016/S1569-3740\(07\)07006-X](https://doi.org/10.1016/S1569-3740(07)07006-X).
- KUNDZEWICZ, Z.W. (2018): Flood Risk in a Changing Climate: Hydrological Modeling. – Advances in Water Resources, 113, 3-16. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2018.01.001>.
- KUNKEL, R. & F. WENDLAND (2002): The GROWA98 model for water balance analysis in large river basins – the river Elbe case study. – Journal of Hydrology, 259(1-4), 152-162. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00579-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00579-0).
- KUNKEL, R., F. HERRMANN, H.-E. KAPE, L. KELLER, F. KOCH, B. TETZLAFF & F. WENDLAND (2017): Simulation of terrestrial nitrogen fluxes in Mecklenburg-Vorpommern and scenario analyses how to reach N-quality targets for groundwater and the coastal waters. – Environmental Earth Sciences, 76(4), 146. <https://doi.org/10.1007/s12665-017-6437-8>.
- LACEY, G.C. & R.B. GRAYSON (1998): Relating baseflow to catchment properties in south-eastern Australia. – Journal of Hydrology, 204(1), 231-250. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00124-8](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00124-8).
- LIEBSCHER, H.-J. & R. KELLER (1979): Abfluß. – KELLER, R. (Hrsg.): Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland (Textband), Bonn, 90-159.
- LÖPMEIER, F.-J. (1994): Berechnung der Bodenfeuchte und Verdunstung mittels agrarmeteorologischer Modelle. – Zeitschrift für Bewässerungswirtschaft, 29, 157-167.
- MCNAMARA, I., B. TETZLAFF, T. WOLTERS & F. WENDLAND (2024): Modellierung der flächendifferenzierten Grundwasserneubildung für Schleswig-Holstein. Forschungszentrum Jülich. Reihe Energie & Umwelt / Energy & Environment, 626. <https://juser.fz-juelich.de/record/1024073>.

- MEALS, D., S. DRESSING & T. DAVENPORT (2010): Lag time in water quality response to best management practices – a review. – *Journal of Environmental Quality*, 39, 85–96. <https://doi.org/10.2134/jeq2009.0108>.
- MORLING, K., S. FUCHS, J. KRUMM & I. HAAG (2024): Zusammenführung der bundesweiten Modellierung von Wasserhaushalt (LARSIM-ME) und Stoffeinträgen (MoRE). UBA-Texte, 37/2024.
- NIGATE, F., M. VAN CAMP, A. YENEHUN, A.S. BELAY, & K. WALRAEVENS (2020): Recharge – discharge relations of groundwater in volcanic terrain of semi-humid tropical highlands of Ethiopia: The case of Infranz Springs, in the Upper Blue Nile. – *Water*, 12(3), 853. <https://doi.org/10.3390/w12030853>.
- PANAGOPOULOS, A., G. ARAMPATZIS, P. KUHR, R. KUNKEL, E. TZIRITIS & F. WENDLAND (2015): Area-differentiated modeling of water balance in Pinios River Basin, central Greece. – *Global Nest Journal*, 17, 221–235. <https://doi.org/10.30955/gnj.001402>.
- PAPADIMOS, D., K. DEMERTZI & D. PAPAMICHAIL (2022): Assessing lake response to extreme climate change using the coupled MIKE SHE/MIKE 11 model. Case study of lake Zazari in Greece. – *Water*, 14(6), 921. <https://doi.org/10.3390/w14060921>.
- PFÜTZNER, B. (2017): Modellierung der Wasserhaushalt- und Abflussverhältnisse im Land Brandenburg. Büro für Angewandte Hydrologie.
- PFÜTZNER, B., B. KLÖCKING, & F. HALBING (2008): Modellgestützte Ermittlung von Abflusskomponenten in Sachsen-Anhalt. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 52(2), 48–55.
- PIGGOTT, A.R., S. MOIN & C. SOUTHAM (2005): A revised approach to the UKIH method for the calculation of baseflow/Une approche améliorée de la méthode de l'UKIH pour le calcul de l'écoulement de base. – *Hydrological Sciences Journal*, 50(5), 911–920. <https://doi.org/10.1623/hysj.2005.50.5.911>.
- PISINARAS, V., F. HERRMANN, A. PANAGOPOULOS, E. TZIRITIS, I. MCNAMARA & F. WENDLAND (2023): Fully distributed water balance modelling in large agricultural areas – The Pinios river basin (Greece) case study. – *Sustainability*, 15(5), 4343. <https://doi.org/10.3390/su15054343>.
- RASHID, M.A., S. BRUUN, M.E. STYCZEN, J.E. ØRUM, S.K. BORGES, I.K. THOMSEN & L.S. STOUHMANN (2022): Scenario analysis using the Daisy model to assess and mitigate nitrate leaching from complex agro-environmental settings in Denmark. – *Science of the Total Environment*, 816, 151518. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.151518>.
- RAUTHE, M., H. STEINER, U. RIEDIGER, A. MAZURKIEWICZ & A. GRATZKI (2013): A central European precipitation climatology – Part I: Generation and validation of a high-resolution gridded daily data set (HYRAS). – *Meteorologische Zeitschrift*, 22(3), 235–256. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0436>.
- REID, K., K. SCHNEIDER & B. MCCONKEY (2018): Components of phosphorus loss from agricultural landscapes, and how to incorporate them into risk assessment tools. – *Frontiers in Earth Science*, 6, 135. <https://doi.org/10.3389/feart.2018.00135>.
- ROSSO, R. (1994): An introduction to spatially distributed modelling of basin response. – ROSSO, R., A. PEANO, I. BECCHI & G.A. BEMPORAD (Hrsg.): *Advances in Distributed Hydrology*. Water Resources Publications, 3–30.
- SCHÄFER, C., J. FÄTH, C. KNEISEL, R. BAUMHAUER & T. ULLMANN (2023): Multidimensional hydrological modeling of a forested catchment in a German low mountain range using a modular runoff and water balance model. – *Frontiers in Forests and Global Change*, 6. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2023.1186304>.
- SCHILLING, K.E., R.J. LANGE, C.F. WOLTER & A. ARENAS-AMADO (2021): Using baseflow to quantify diffuse groundwater recharge and drought at a regional scale. – *Journal of Hydrology*, 602, 126765. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2021.126765>.
- SCHROERS, S., O. EIFF, A. KLEIDON, U. SCHERER, J. WIENHÖFER & E. ZEHE (2022): Morphological controls on surface runoff: an interpretation of steady-state energy patterns, maximum power states and dissipation regimes within a thermodynamic framework. – *Hydrology and Earth System Sciences*, 26, 3125–3150. <https://doi.org/10.5194/hess-26-3125>.
- SCHULLA, J. (2021): Model Description WaSiM. Technical report. http://wasim.ch/downloads/doku/wasim/wasim_2021_en.pdf.
- SCHWARZE, R., A. HERRMANN, A. MÜNCH, U. GRÜNEWALD & M. SCHÖNIGER (1991): Rechnergestützte Analyse von Abflusskomponenten und Verweilzeiten in kleinen Einzugsgebieten. – *Acta Hydrophysica*, 35(2), 143–184.
- SEIBERT, S.P. & K. AUERSWALD (2020): Abflussverzögerung – wie Abfluss gebremst werden kann. – SEIBERT, S.P. & K. AUERSWALD (Hrsg.): *Hochwasserminderung im ländlichen Raum*, Springer, 113–157. https://doi.org/10.1007/978-3-662-61033-6_6.
- USCS, United States Soil Conservation Service (1972): *SCS National Engineering Handbook*.
- SIDLE, R.C. (2021): Strategies for smarter catchment hydrology models: Incorporating scaling and better process representation. – *Geoscience Letters*, 8(24). <https://doi.org/10.1186/s40562-021-00193-9>.
- SONG, J.-H., Y. HER & T. GUO (2022): Quantifying the contribution of direct runoff and baseflow to nitrogen loading in the Western Lake Erie Basins. – *Scientific Reports*, 12(1), 9216. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-12740-1>.
- STEIN, U., J. TRÖLTZSCH, R. VIDAURRE, H. SCHRITT, B. BUEB, ... G. SCHMIDT (2024): Auswirkung des Klimawandels auf die Wasserverfügbarkeit – Anpassung an Trockenheit und Dürre in Deutschland. UBA, Umweltbundesamt (Hrsg.). Texte, 143/2024.
- TESORIERO, A.J., J.H. DUFF, D.A. SAAD, N.E. SPAHR & D.M. WOLOCK (2013): Vulnerability of Streams to Legacy Nitrate Sources. – *Environmental Science & Technology*, 47(8), 3623–3629. <https://doi.org/10.1021/es305026x>.
- TETZLAFF, B., M. ANDELOV, P. KUHR, J. UHAN & F. WENDLAND (2015): Model-based assessment of groundwater recharge in Slovenia. – *Environmental Earth Sciences*, 74(7), 6177–6192. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4639-5>.
- TETZLAFF, B. & P. KUHR (2011): Kartographische Erfassung potenziell gedränkter Flächen in Schleswig-Holstein. Endbericht eines Forschungsvorhabens im Auftrag des Landesamtes für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein (LLUR).
- TETZLAFF, B., P. KUHR & F. WENDLAND (2009): A new method for creating maps of artificially drained areas in large river basins based on aerial photographs and geodata. – *Irrigation and Drainage*, 58(5), 569–585. <https://doi.org/10.1002/ird.426>.
- TETZLAFF, B., H. VERECKEN, R. KUNKEL & F. WENDLAND (2009): Modeling phosphorus inputs from agricultural sources and urban areas in river basins. – *Environmental Geology*, 57(1), 183–193. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1293-1>.
- TETZLAFF, B., J. HAIDER, P. KREINS, P. KUHR, R. KUNKEL & F. WENDLAND (2013): Grid-based modelling of nutrient inputs from diffuse and point sources for the state of North Rhine-Westphalia (Germany) as a tool for river basin management according to EU-WFD. – *River Systems*, 20(3–4), 213–229. <https://doi.org/10.1127/1868-5749/2013/0060>.

- UBA, UMWELTBUNDESAMT (2024): Wirkungsmonitoring zur Umsetzung der Düngeverordnung. <https://www.umweltbundesamt.de/themen/wasser/grundwasser/ueberwachung-bewertung/wirkungsmonitoring-zur-umsetzung-der#hintergrund>, zuletzt aufgerufen am 04.07.2024.
- VAN METER, K., N.B. BASU, J.J. VEENSTRA & C.L. BURRAS (2016): The nitrogen legacy: Emerging evidence of nitrogen accumulation in anthropogenic landscapes. – *Environmental Research Letters*, 11(3), 035014. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/11/3/035014>.
- WENDLAND, F., S. BERGMANN, M. EISELE, H. GÖMANN, F. HERRMANN, P. KREINS & R. KUNKEL (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>.
- WENDLAND, F., H. BEHRENDT, U. HIRT, P. KREINS, U. KUHN, P. KUHR, R. KUNKEL & B. TETZLAFF (2010): Analyse von Agrar- und Umweltmaßnahmen zur Reduktion der Stickstoffbelastung von Grundwasser und Oberflächengewässer in der Flussgebietseinheit Weser. – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 54(4), 231-244.
- WENDLAND, F., R. KUNKEL, B. TETZLAFF & G. DÖRHÖFER (2003): GIS-based determination of the mean long-term groundwater recharge in Lower Saxony. – *Environmental Geology*, 45(2), 273-278. <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0879-x>.
- WENDLAND, F. & R. KUNKEL (1999): Der Landschaftswasserhaushalt im Elbeinzugsgebiet (Deutscher Teil). – *Hydrologie und Wasserbewirtschaftung*, 43(5), 226-233.
- WILLMOTT, C. & K. MATSUURA (2005): Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. – *Climate Research*, 30(1), 79. <https://doi.org/10.3354/cr030079>.
- WOLF, J., A.H.W. BEUSEN, P. GROENENDIJK, T. KROON, R. RÖTTER & H. VAN ZEIJTS (2003): The integrated modeling system STONE for calculating nutrient emissions from agriculture in the Netherlands. – *Environmental Modelling & Software*, 18(7), 597-617. [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(03\)00036-7](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(03)00036-7).
- WOLTERS, T., T. BACH, M. EISELE, W. ESCHENBACH, R. KUNKEL, I. MCNAMARA, R. WELL & F. WENDLAND (2022): The derivation of denitrification conditions in groundwater: Combined method approach and application for Germany. – *Ecological Indicators*, 144, 109564. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109564>.
- WOSSENIELEH, B.K., B. VERBEIREN, J. DIELS & M. HUYSMANS (2020): Vadose zone lag time effect on groundwater drought in a temperate climate. – *Water*, 12(8), 2123. <https://doi.org/10.3390/w12082123>.
- WUNDT, W. (1958): Die Kleinstwasserführung der Flüsse als Maß für die verfügbaren Grundwassermengen. – GRAHMANN, R. (Hrsg.): *Die Grundwässer in der Bundesrepublik Deutschland und ihre Nutzung. Forschungen zur Deutschen Landeskunde 104*. Bundesanstalt für Landeskunde, 47-54.
- YU, B., C.W. ROSE, C.C.A. CIESIOLKA & U. CAKURS (2000): The relationship between runoff rate and lag time and the effects of surface treatments at the plot scale. – *Hydrological Sciences Journal*, 45(5), 709-726. <https://doi.org/10.1080/02626660009492372>.
- ZINNBAUER, M., M. EYSHOLDT, M. HENSELER, F. HERRMANN, P. KREINS, ... F. WENDLAND (2023): Quantifizierung aktueller und zukünftiger Nährstoffeinträge und Handlungsbedarfe für ein deutschlandweites Nährstoffmanagement – AGRUM-DE. Thünen-Report, 108, Thünen-Institut. <https://doi.org/10.3220/REP1684153697000>.