

S. Höke, M. Denneborg,  
C. Kaufmann-Boll

# Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Gefördert durch:



Bundesministerium  
für Bildung  
und Forschung



**KLIMZUG**

Klimawandel in Regionen





## KLIMABEDINGTE VERÄNDERUNG DES BODENWASSER- UND STOFFHAUSHALTES UND DER GRUNDWASSERNEUBILDUNG IM EINZUGSGEBIET DER EMSCHER

Silke Höke, Michael Denneborg, Carolin Kaufmann-Boll

**ahu AG Wasser · Boden · Geomatik**

www.ahu.de

---

*dynaklim*-Publikation Nr. 11 / Sept 2011

---



### **Climatic change of soil water balance and soil element budget as well as groundwater recharge in the Emscher river catchment**

The most important planning und prediction instruments for future groundwater management are numerical groundwater models. One of the key input parameter for these models is groundwater recharge, which is basically dependant on the soil water balance.

Hence, the soil water balance is further investigated and where possible quantified with respect to soil development processes and soil properties which alter as a result of climate change. The investigations focus on urban soils (especially Technosols), which represent the type of soil covering wide areas of the Emscher region.

Groundwater is influenced by a combination of recharge percolation rates as well as potentials for pollutant transport and biodegradability within the soil layer. The quality of surface water of gaining streams within the river catchment can therefore also be influenced by the described processes. Due to these coherences, the climatic impact on the pollutant transport and biodegradation potentials in soils as well as their influence on groundwater and surface water quality are investigated.

---



## Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung und Einordnung der Fragestellung	1
2	Erwartete Klima- und Bodenklimaänderungen im Einzugsgebiet der Emscher	2
2.1	Erwartete Klimaänderungen im Einzugsgebiet der Emscher	2
2.2	Auswirkungen auf das Bodenklima im Einzugsgebiet der Emscher	5
2.2.1	Allgemeine Zusammenhänge	5
2.2.2	Veränderungen des Bodenklimas in der Emscherregion	7
3	Bodeneigenschaften in der Emscher-Lippe-Region	9
3.1	Allgemeine Bodenübersicht	9
3.2	Böden im Einzugsgebiet der Emscher	10
3.3	Anteile urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher	11
3.4	Bodenauswahl für die Beispielbetrachtungen und -berechnungen	13
4	Klimabedingte Veränderung des Bodenwasserhaushalts und der Grundwasserneubildung (A 3.2.1)	15
4.1	Auswirkungen des Klimawandels auf relevante Bodenmerkmale	15
4.2	Methoden zur Quantifizierung der Sickerwasserratenänderungen	22
4.3	Bodenwasserhaushalt urbaner Böden	24
4.4	Quantifizierung von Auswirkungen der möglichen Veränderungen der Bodeneigenschaften	29
4.5	Übertragung auf das Emschergebiet	39
5	Klimabedingte Veränderung des Schadstoffverlagerungs- und Schadstoffabbaupotenzials in Böden und dessen Einfluss auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität (A 3.2.2)	40
5.1	Wirkung klimabedingt veränderter Bodeneigenschaften auf die Stofffreisetzung (Grundlagen)	40
5.1.1	Auswahl der Beispielstoffe und deren Stoffeigenschaften	40
5.1.2	Auswirkung des Klimawandels auf stofffreisetzungsrelevante Bodeneigenschaften	44
5.2	Methoden zur Abschätzung der Stofffreisetzung	52
5.3	Schadstoffverlagerungs- und -abbaupotenzial naturnaher und urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher	54
5.3.1	Cadmium-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher	55
5.3.2	Eisen-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher	60
5.3.3	Sulfat-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher	65
5.3.4	Benzo(a)pyrenverlagerungs- und -abbaupotenzial naturnaher und urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher	68

5.4	Übertragung auf das Emschergebiet	73
6	Zusammenfassung	73
7	Forschungsbedarf	76
ANHANG		83

## Abbildungen

Abb. 1:	Veränderungen (a) Temperatur, (b) Meeresspiegelanstieg und (c) Schneebedeckung	2
Abb. 2:	Schematische Darstellung des „down-scaling“-Verfahrens	3
Abb. 3:	Jahresmittelwerte der Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe und 9-jähriges Mittel (Säkularstation Potsdam-Telegraphenberg)	6
Abb. 4:	Jahresmittelwerte der Bodentemperatur. Messwerte 1961 – 2009 für die Station Essen Bred. Projektionswerte 1961 – 2100 für CLM 2 Lauf (GP_086_089)	7
Abb. 5:	Potenzielle Wirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt	9
Abb. 6:	Ausschnitt Oberhausen Brückentortviertel	12
Abb. 7:	Potenzielle Wirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt	44
Abb. 8:	Redoxpotenziale, pH-Werte, Gehalte an wasserlöslichen Mn <sup>2+</sup> - und Fe <sup>2+</sup> -Ionen sowie Monosulfidgehalte eines mit Meerwasser gesättigten Bodens in Abhängigkeit von der Versuchsdauer	50
Abb. 9:	Cd-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	55
Abb. 10:	Cadmiumgehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet	55
Abb. 11:	Eisengehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	60
Abb. 12:	Eisengehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet	61
Abb. 13:	Sulfatkonzentrationen im oberen Grundwasserstockwerk Berlin	67
Abb. 14:	BaP-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	70
Abb. 15:	BaP-Gehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet	70

## Fotos

Foto 1:	Profil U4 – Regosol aus Lößlehm über reliktem Hortisol aus Parabraunerde	20
Foto 2:	Profil U5 – Regosol aus Lößlehm, Klärschlamm und Berge	26
Foto 3:	Profil K2 – Hortisol über reliktem Gley	32
Foto 4:	Regosol aus Steinkohlenberge ähnlich Profil U2	33
Foto 5:	Profil U3 – Pararendzina aus Bauschutt mit Lößlehmabdeckung	35
Foto 6:	Profil U6 – Reduktosol –Pseudogley aus Lu über Hausmüll	36
Foto 7:	Profil U7 Syrosem aus Eisenhüttenschlacke, LSP-Duisburg Nord	37

## Tabellen

Tab. 1:	Klimatische Veränderungen für das Szenario A1B gegenüber dem Referenzzeitraum (1961-1990) in NRW	4
Tab. 2:	Flächenanteile der Böden im Einzugsgebiet der Emscher	
Tab. 3:	Anteile urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher	11

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

---

Tab. 4:	Ausgewählte Böden für die Beispielbetrachtungen und -berechnungen der Sickerwasserbildung	15
Tab. 5:	Modelle zur Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsabschätzung	22
Tab. 6:	Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Durchwurzelungsraum und mittlere jährliche Sickerwasserraten (SWR <sub>j</sub> ) der Beispielprofile	25
Tab. 7:	Heutige und zukünftig angenommene Bodenarten und Trockenrohdichtenverteilungen einer Parabraunerde	30
Tab. 8:	Heutige und vermutete zukünftige Humusstufen und daraus resultierende Sickerwasserraten in einem relikten Hortisol	32
Tab. 9:	Heutige und vermutete zukünftig Bodenarten und Skelettgehalte in einem Regosol aus Steinkohlenberge	34
Tab. 10:	Klimasensitivität der die Sickerwasserraten beeinflussenden Bodenmerkmale	38
Tab. 11:	Mittlere jährliche Sickerwasserraten und Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher bei unterschiedlichen Anteilen urban überprägter Böden	39
Tab. 12:	Ausgewählte Stoffe für die Betrachtung der Freisetzung aus Böden unter veränderten Klimabedingungen	41
Tab. 13:	Richt-, Prüf-, Maßnahmen und Grenzwerte für die ausgewählten Stoffe	41
Tab. 14:	Stoffspezifische Eigenschaften der ausgewählten Stoffe	43
Tab. 15:	Bindungsformen, Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle in Böden	46
Tab. 16:	Experimentell ermitteltes Redoxpotenzial bei pH 7 im Boden	49
Tab. 17:	Wirkungszusammenhänge für die Stofffreisetzung aus Böden und Klimasensitivität	52
Tab. 18:	Modellbeschreibung ALTEX 1D	53
Tab. 19:	Eliminierungsstufe org. Schadstoffe in Böden aufgrund des Einflusses der mittleren Lufttemperatur (als Maß für die Bodentemperatur) für den Aufbau	54
Tab. 20:	Cadmiumgehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	56
Tab. 21:	Hintergrundwerte für Cadmium in Oberböden Nordrhein-Westfalens	56
Tab. 22:	Cadmiummengen in der Feinerderaummasse naturnaher und urbaner Böden unter verschiedenen Nutzungen im Ruhrgebiet	58
Tab. 23:	Eisengehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	61
Tab. 24:	Eisengehalte im Profil K 2	64
Tab. 27:	Typische PAK-Konzentrationen in humosen Oberböden unterschiedlicher Nutzung und Exposition sowie in organischen Substraten	68
Tab. 25:	BaP-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes	69
Tab. 26:	Hintergrundwerte für BaP in Oberböden Nordrhein-Westfalens und Vergleichswerte aus dem westlichen Ruhrgebiet	71
Tab. A1 (Anhang):	Merkmale urbaner Böden und ihre Bedeutung für die Sickerwasserbildung und Stofffreisetzung unter dem Einfluss von Klimaänderungen	83

## 1 Einleitung und Einordnung der Fragestellung

Im Ergebnisbereich 3.1 werden die Grundlagen für die zukünftige Grundwasserbewirtschaftung in der Emscher-Lippe-Region (ELR) gelegt.

Das wichtigste Prognose- und Planungsinstrument hierzu sind flächige Grundwassermodelle, mit denen die Auswirkungen einer veränderten Grundwasserneubildung und die darauf angepassten Grundwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in verschiedenen Szenarien analysiert werden können.

Einer der wichtigsten Eingangsparameter in numerischen Grundwassermodellen ist die Grundwasserneubildung. Sie bestimmt im Wesentlichen welche (Grund-)Wassermengen im Modell umgesetzt werden (Abflüsse über die Gewässer, Grundwasserentnahmen). Die Höhe der Grundwasserneubildung ist von einer Reihe von Faktoren abhängig, von denen die Niederschlagshöhe zwar der naheliegendste Faktor, aber nicht der einzige ist.

Ein wichtiges Element bei der Berechnung der Grundwasserneubildung ist der Bodenwasserhaushalt, der wiederum durch eine Vielzahl an Parametern gesteuert wird, wie z.B. Porenvolumen, Humusanteil, Kornverteilung. Der Bodenwasserhaushalt bestimmt, wie viel Wasser infiltriert und gespeichert wird und den Pflanzen zur Verdunstung zur Verfügung steht. Der Überschuss fließt teilweise oberirdisch oder als Interflow oberflächennah ab. Eine dritte Abflusskomponente ist die Grundwasserneubildung. Hierunter wird der Anteil verstanden, der weiter vertikal bis in die wassergesättigte Zone sickert und dann als Grundwasser zur Verfügung steht.

Aufgabenstellung in A 3.2.1 ist es abzuschätzen, welche der Parameter des Bodenwasserhaushaltes sich durch den Klimawandel verändern und inwiefern dies Auswirkungen auf den Bodenwasserhaushalt und damit auf die Wasserspeicherung und -verfügbarkeit und den flachen (Interflow) und tiefen Abfluss (Grundwasserneubildung) hat. Hierbei werden die naturnahen Böden, aber auch die in der ELR verbreiteten urbanen Böden betrachtet.

Eine Erhöhung der Niederschläge, die Verschiebung der Niederschlagsperioden oder höhere Temperaturen führen natürlich auch direkt zu Veränderungen des Bodenwasserhaushaltes. Diese Veränderungen stehen aber nicht im Zentrum dieses Berichts.

In A 3.2.2 wird die klimabedingte Veränderung des Schadstoffverlagerungs- und Abbaupotenzials von Böden und deren Einfluss auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität betrachtet.

Die Wasserqualität in den Fließgewässern bei Trockenwetterabfluss (z.B. im Sommer) wird vor allem durch die Qualität des exfiltrierenden Grundwassers und des Grundwasser bestimmt, das aus den Poldergebieten in die Gewässer gelangt. Diese Qualität wird wiederum durch die bereichsweise verbreiteten Hintergrundbelastungen mit Schadstoffen geprägt. Bislang spielte die Grundwasserqualität eine untergeordnete Rolle, da in den mit Sohlschalen ausgebauten Schmutzwasserläufen (vor dem Emscherumbau) Grund-, Regen- und Abwasser gemeinsam abgeführt wurden.

Als Problemstoffe<sup>1</sup> für die Gewässerqualität gelten in den industriell und städtisch geprägten Regionen der ELR insbesondere bodenbürtige organische polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) und die anorganischen Stoffe Arsen, Blei, Cadmium, Chrom, Kupfer, Nickel, Zink, Sulfat und Eisen. Letzteres ist lokal aufgrund von Ausfällung in den Gewässern problematisch. Untergeordnet spielen auch die Cyanide und die Phenole sowie Benzol, Toluol, Ethylbenzol und Xylol (BTEX) eine Rolle. Im nördlichen Bereich der ELR, wo vorwiegend naturnahe Böden vorherrschen, führen insbesondere Nitrat und Phosphat zur Beeinträchtigung der Gewässerqualität.

---

<sup>1</sup> Die genannten Problemstoffe basieren auf den Angaben zu relevanten Stoffen für Gewässerbelastungen in der Arbeitshilfe zur integrierten Grund- und Regenwasserbewirtschaftung im Emschergebiet (MUNLV NRW 2006).

Die Freisetzung von Schadstoffen im Boden, die zu einem Eintrag ins Grundwasser führt, ist auch klimabedingten Veränderungen unterworfen. In A 3.3.2 wird untersucht und nach Möglichkeit quantifiziert, wie sich die Bodeneigenschaften, die das Schadstoffverlagerungs- und Abbaupotenzial maßgeblich beeinflussen, durch den erwarteten Klimawandel verändern.

Ausgangspunkte für die Wirkung von Klimaänderungen sind die zu betrachtenden Zeithorizonte sowie das Ausmaß der Veränderungen des Klimas und die Bodenlandschaft in der ELR. Die Zeithorizonte und zu erwarteten Klimaänderungen sind daher in Kapitel 2.1 und die Bodenlandschaft in Kapitel 3 den Betrachtungen vorangestellt.

Grundlage ist eine Auswertung der wissenschaftlichen Literatur mit Stand 03/2010.

## 2 Erwartete Klima- und Bodenklimaänderungen im Einzugsgebiet der Emscher

### 2.1 Erwartete Klimaänderungen im Einzugsgebiet der Emscher

Eine Erwärmung des Klimasystems ist laut *Intergovernmental Panel of Climate Change (IPCC) (2007)* eindeutig. Als Beweise hierfür werden die beobachtete Zunahme der globalen Lufttemperatur, der Anstieg des Meeresspiegels und der Verlust an Schneebedeckung aufgeführt (vgl. Abbildung 1).

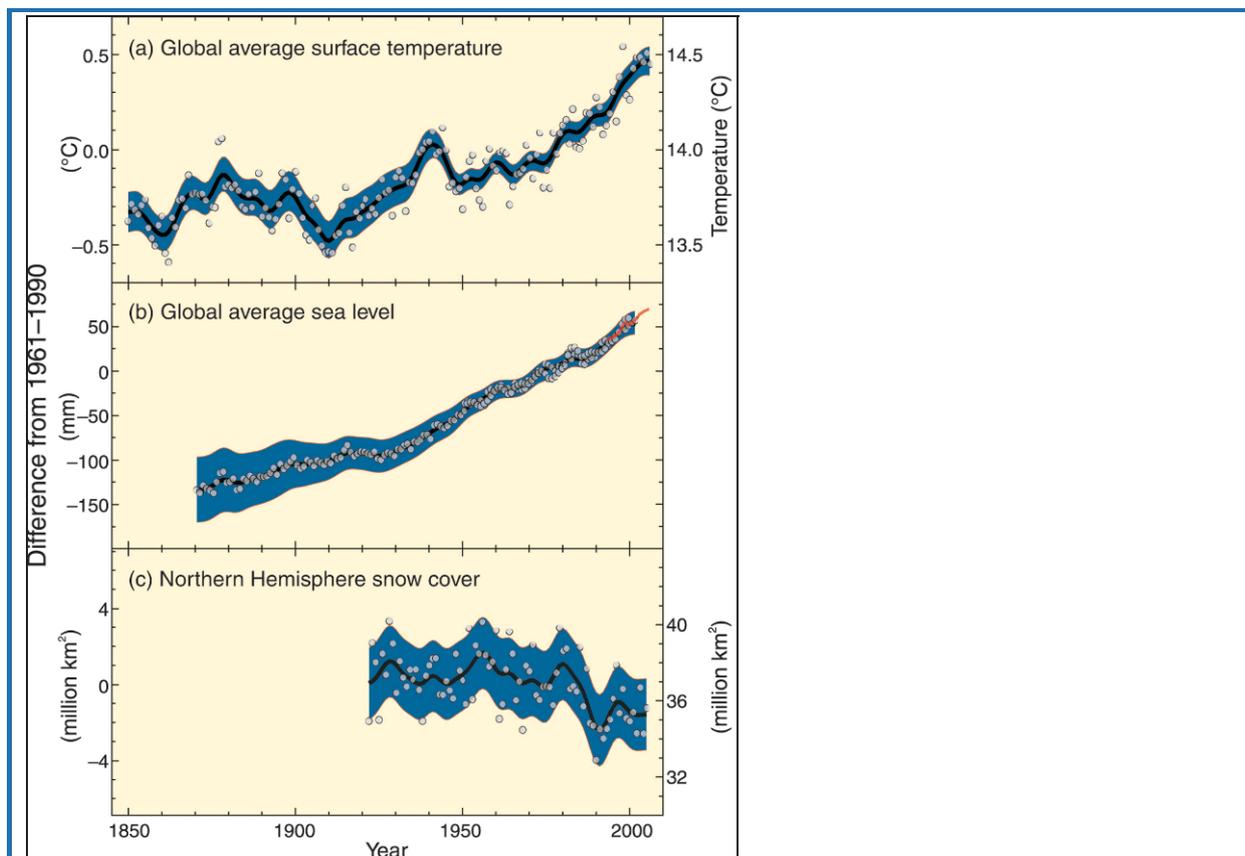


Abb. 1: Veränderungen (a) Temperatur, (b) Meeresspiegelanstieg und (c) Schneebedeckung (Quelle: IPCC 2007)

Um Aussagen über zukünftige Klimabedingungen treffen zu können, wird mit Zukunftsprojektionen gearbeitet. Die Grundlage für diese Projektionen bilden die vom IPCC im *Special Report on Emissions Scenarios* (SRES, 2000) veröffentlichten Emissionsszenarien. Dabei beschreibt jedes der Szenarien eine zukünftige Entwicklung der globalen Wirtschaft und der damit verbundenen Treibhausgasemissionen. Insgesamt gibt es vier zu unterscheidende Szenarienfamilien (A1, A2, B1, B2), die jeweils auf unterschiedlichen Annahmen hinsichtlich demographischer, ökonomischer, gesellschaftlicher und technologischer Entwicklungen sowie der daraus resultierenden Treibhausgasemissionen basieren (IPCC 2007). Das Szenario A1 wird dabei in Abhängigkeit von der Nutzung fossiler und regenerativer Energieträger nochmals in die Szenarien A1B, A1FI und A1T differenziert. Da im Rahmen von *dynaklim* in erster Linie mit dem Szenario A1B gearbeitet wird, soll dies in der Folge exemplarisch beschrieben werden.

Die Szenarienfamilie A1 unterliegt der Annahme, dass ein rasches Wachstum der globalen Wirtschaft stattfinden wird, die Weltbevölkerung bis zur Mitte des Jahrhunderts weiter ansteigt und sich danach rückläufig entwickelt, dass neue und effiziente Technologien eingeführt werden und die Globalisierung weiter fortschreitet. Das Szenario A1B grenzt sich davon durch die Annahme einer ausgewogenen Nutzung fossiler und nicht-fossiler Energieträger ab. Es kann auch als „Globaler Mittelweg“ bezeichnet werden (dr. papadakis GmbH 2010).

Die Szenarien mit den jeweils assoziierten Emissionen werden in globale Klimamodelle eingespeist (Kropp et al. 2009), wodurch recht grobe Klimaprojektionen entstehen. Für kleinräumigere Projektionen müssen regionale Klimamodelle für ein „down-scaling“ auf bestimmte Regionen angewandt werden. Abbildung 2 zeigt schematisch das „down-scaling“-Verfahren.

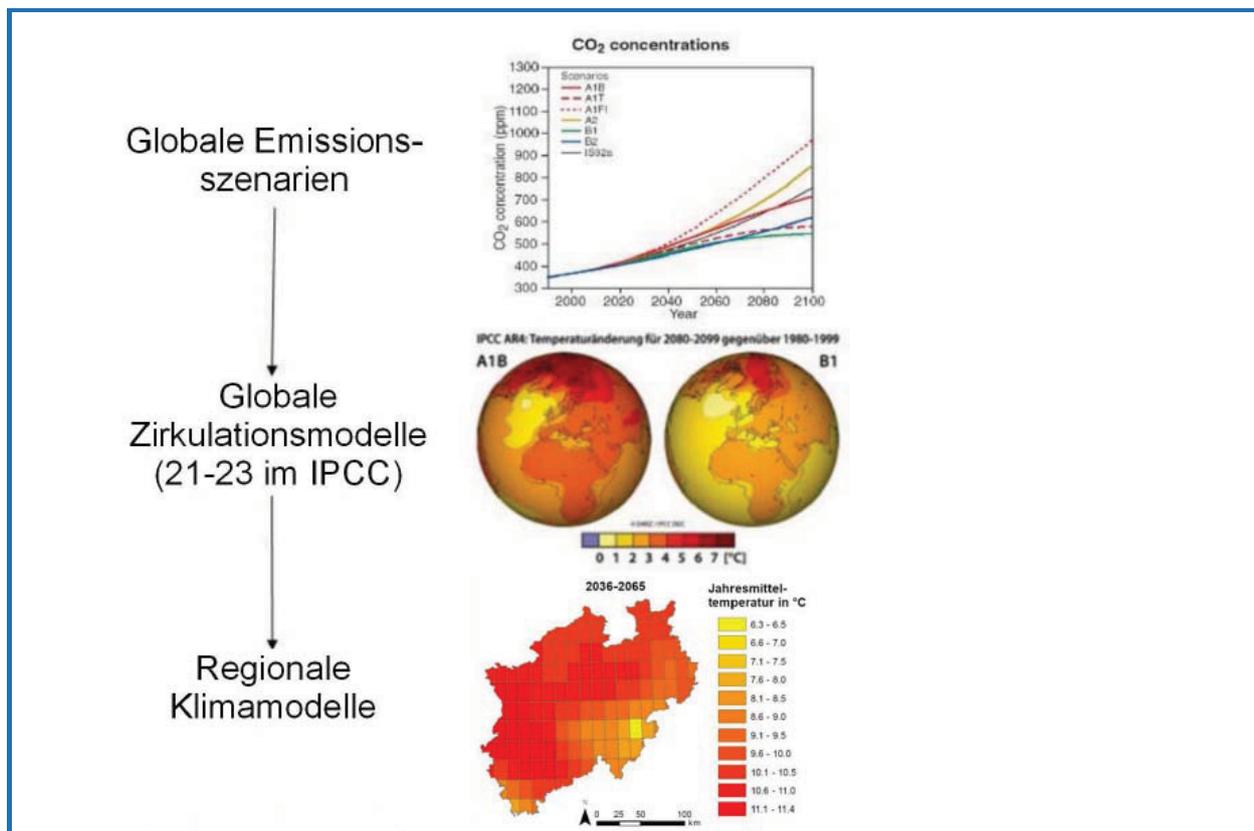


Abb. 2: Schematische Darstellung des „down-scaling“-Verfahrens (Quelle: Kropp et al. 2009; verändert Kupilas 2010)

Die regionalen Modelle lassen sich in statistische und dynamische Modelle unterscheiden. In Deutschland werden hauptsächlich vier regionale Modelle genutzt. Dies sind die statistischen Model-

le WETTREG und STAR sowie die dynamischen Modelle REMO und CCLM (oftmals: CLM) (Kropp et al. 2009).

Erkenntnisse zu möglichen Klimaänderungen in der ELR liegen aus der Anwendung des regionalen Klimamodells CLM vor. Hiermit wurden die Klimakenngrößen für das Klimaszenario A1B mit zwei Realisierungen modelliert. Die Ergebnisse sind in Tabelle 1 dargestellt.

Betrachtet werden im *dynaklim*-Projekt insgesamt drei Zeiträume:

- **30-jähriger Klimareferenzzeitraum:** 1961 – 1990 (Messwerte + Projektionswerte)
- **Nahe Zukunft:** 2021 – 2050 (Projektionswerte)
- **Ferne Zukunft:** 2071 – 2100 (Projektionswerte)

Kenngröße	Modelllauf	Nahe Zukunft 2021-2050	Ferne Zukunft 2071-2100
Mittlere Jahrestemperaturen	CLM Lauf 1	+ 1,0 bis + 1,3 °C Mittel: + 1,1 °C	+ 3,0 bis + 3,3 °C Mittel: + 3,1 °C
	CLM Lauf 2	+ 1,0 bis + 1,5 °C Mittel: + 1,3 °C	+ 3,0 bis + 3,3 °C Mittel: + 3,1 °C
Jahresniederschlags-summen	CLM Lauf 1	+ 1,3 bis + 4,0 % Mittel: + 1,4 %	- 1,3 bis + 1,3 % Mittel: + 0,4 %
	CLM Lauf 2	+ 6,7 bis +9,3 % Mittel: + 7,7 %	- 1,3 bis + 1,3 % Mittel: + 0,7%
Niederschlagssummen im meteorologischen Sommer	CLM Lauf 1	- 11,3 bis + 3,8 % Mittel: - 4,3 %	- 26,4 bis -11,3 % Mittel: - 21,9 %
	CLM Lauf 2	- 3,8 bis + 3,8 % Mittel: + 2,4 %	- 34,0 bis -18,9 % Mittel: - 28,3 %
Niederschlagssummen im meteorologischen Winter	CLM Lauf 1	- 11,3 bis + 3,8 % Mittel: + 0,4 %	+ 3,8 bis + 26,4 % Mittel: + 19,6 %
	CLM Lauf 2	+ 3,8 bis + 18,9 % Mittel: + 14,0 %	+ 3,8 bis + 11,3 % Mittel: + 17,3 %

Tab. 1: Klimatische Veränderungen für das Szenario A1B gegenüber dem Referenzzeitraum (1961-1990) in NRW

Folgende maximale Veränderungen lassen sich aus den Modellergebnissen zusammenfassen:

- Zunahme der mittleren Jahrestemperatur um bis zu 3,3 °C bis 2100
- Veränderung der Jahresniederschlagssummen zwischen - 1,3 bis + 1,3 % bis 2100
- Abnahme der Niederschlagssummen im meteorologischen Sommer bis zu - 34,0 % bis 2100
- Veränderung der Niederschlagssummen im meteorologischen Winter zwischen - 11,3 bis + 26,4 %.

Im Referenzzeitraum wurden qualitative Veränderungen der Auftretenshäufigkeit von Starkregenerenignissen beobachtet. Inwiefern sich die Veränderungen in den betrachteten künftigen Zeiträumen entwickeln, ist derzeit nicht sicher. Vermutlich werden aber die Starkregen zunehmen, sowohl im Sommer als auch im Winter (Quirnbach 2011).

Im Zeitraum 2031 bis 2060 ist im Vergleich zur Referenzperiode von einer Erhöhung der Temperatur um durchschnittlich 1,9 °C auszugehen. Die stärkste Temperaturzunahme (in einigen Monaten bis zu 3 °C) wird in den Sommermonaten erwartet (Köllner 2009).

Es wird auch von einer Abnahme der Eistage ( $T_{\max} < 0 \text{ °C}$ ) und Frosttage ( $T_{\min} < 0 \text{ °C}$ ) ausgegangen sowie von einer Zunahme der Sommertage ( $T_{\max} > 25 \text{ °C}$ ) und heißen Tage ( $T_{\max} > 30 \text{ °C}$ ) (Köllner 2009).

## 2.2 Auswirkungen auf das Bodenklima im Einzugsgebiet der Emscher

Die projizierten Klimaänderungen werden sich auf das Bodenklima auswirken. Als **Bodenklima** wird im Folgendem das Zusammenspiel von Bodentemperatur, Bodenluft und Bodenwasser bezeichnet.

### 2.2.1 Allgemeine Zusammenhänge

Im Allgemeinen folgt die Jahresdurchschnittstemperatur von Böden in 50 cm Tiefe dem Jahresmittel der Lufttemperatur. Sie liegt stets um einen bestimmten Betrag über dem Messwert in 2 m Höhe (ca. 1 bis 2 °C). Die Maximal- wie auch die Minimalwerte der Bodentemperatur in den obersten 5 bis 7 cm pflanzenfreien Bodens sind fast immer 7 bis 10 °C höher als die Maximal- bzw. Minimalwerte der Lufttemperatur (Scheffer & Schachtschabel 2002; Schlichting et al. 1995).

Die Eindringtiefe der Tagesschwankungen der Temperatur liegt zwischen 25 und 50 cm. Die Eindringtiefe bei jahresperiodischem Temperaturgang beträgt ungefähr das 10-Fache derjenigen des Tagesganges, also um die 5 m, maximal bis zu 10 m bei sehr starken jahreszeitlichen Strahlungs- und Temperaturunterschieden und guter Leitfähigkeit des Bodens (Weischet 1983). Im Winter nimmt die Bodentemperatur mit zunehmender Tiefe zu und im Sommer ab. Das Temperaturmaximum in tieferen Bodenschichten ist im Vergleich zum Maximum in der Luft im Jahresgang verschoben (Bodenjahreszeiten).

Der Wärmehaushalt eines Bodens wird stark durch seinen **Wasserhaushalt** beeinflusst. Nasse Böden erwärmen sich im Vergleich zu trockenen nur langsam und geringer. Die Oberflächen nasser Böden erwärmen sich weniger, kühlen aber bei der nächtlichen Abstrahlung auch weniger aus.

Eine hohe Wärmekapazität (= thermische Energie  $\Delta Q$ , die ein Körper pro Temperaturänderung  $\Delta T$  speichern kann) wirkt dämpfend auf die Temperaturamplitude, unabhängig davon, ob sie durch hohe Trockenraumdichten oder hohen Wassergehalt zustande kommt. Auch eine hohe Wärmeleitfähigkeit wirkt dämpfend auf die Temperaturamplitude der Bodenoberfläche, fördert aber die Fortpflanzung der Temperaturwelle in den Untergrund. Lockerheit und Trockenheit fördern mithin Wärmestau an der Oberfläche (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Wärme- bzw. Energietransporte im Boden erfolgen in starkem Maß über das Bodenwasser. Der Wasserdampftransport in Böden als Wärmetransportmedium ist umso effizienter, je mehr grobe Poren ein Boden enthält. Sein Anteil korreliert daher bei Tonböden mit der Aggregation und in Mooren mit dem Fasergefüge der Torfe (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Der Einfluss von Steinen auf den Wärmehaushalt eines Bodens kann erheblich sein. Sie sind durch eine im Vergleich zur Umgebung höhere Wärmeleitfähigkeit und eine im Vergleich zu Wasser geringeren Wärmekapazität gekennzeichnet. Dadurch frieren Steinen an die Bodenoberfläche. Eine hohe Luftkapazität, wie sie in Skelettböden auftritt, deren Poren nicht mit Feinboden gefüllt sind, führt wiederum zu einer geringeren Wärmeleitfähigkeit.

Auch die Verdunstung beeinflusst den Wärmehaushalt eines Bodens. Verstärkte Verdunstung führt bei nassen Böden zu zusätzlichen Wärmeverlusten.

In der Regel erhalten die Böden ihre Wärmezufuhr über die Sonneneinstrahlung. Die kurzwellige Einstrahlung wird in den obersten ein bis zwei Bodenmillimetern in langwellige Wärmestrahlung um-

gesetzt. Das Adsorptionsvermögen bzw. die Albedohöhe einer Bodenoberfläche hängt primär von der Farbe des Bodens, von der Rauigkeit und von der Bodenfeuchte ab. Bei der Oberflächenrauigkeit spielen vor allem Auflagen wie natürliche Humusschichten oder auch Bodenbearbeitung und dadurch erzeugte Gefügeformen eine Rolle. Da dunkle Böden weniger Strahlung reflektieren, werden sie bis zu 3 °C wärmer als helle Böden ähnlicher Beschaffenheit (Scheffer & Schachtschabel 2002). Die Albedo feuchter Böden ist rund 10 bis 15 % geringer als die trockener Böden (Weischet 1983).

Neben der direkten Einstrahlung an einem Standort kann auch ein lateraler, ‚warmer‘ Bodenwasserzufluss eine erheblichen Energiezufuhr bzw. -abfuhr in einen Boden bedingen.

Vereinzelt erhalten Deckböden über Müll- und Klärschlammdeponien auch durch den Abbau von organischen Verbindungen eine ständige Wärmezufuhr von unten. Das gleiche Prinzip macht man sich bei Hochbeeten zunutze.

Die Frostgrenze (= maximale Eindringtiefe des Frostes in den Boden) in Deutschland liegt etwa 60 bis 150 cm unter der Oberfläche. Sie ist abhängig von Klima, örtlicher Lage, Wassergehalt und Bodenart.

Abbildung 3 zeigt beispielhaft die Jahresmittelwerte der Bodentemperatur (°C) in 50 cm Tiefe von 1890 bis 2009 an der Säkularstation Potsdam-Telegraphenberg. Das in der Abbildung ebenfalls gezeigte 9-jährige Mittel verdeutlicht, dass sich die bereits erfolgte Klimaerwärmung auch in den Bodentemperaturen spiegelt.

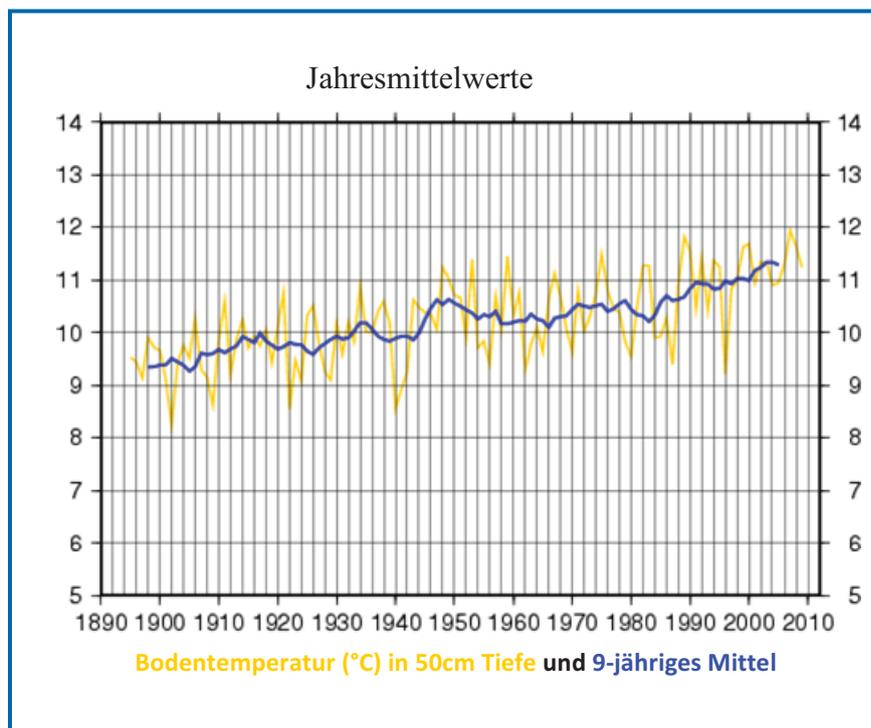


Abb. 3: Jahresmittelwerte der Bodentemperaturen in 50 cm Tiefe und 9-jähriges Mittel (Säkularstation Potsdam-Telegraphenberg, Quelle: <http://saekular.pik-potsdam.de>)

### 2.2.2 Veränderungen des Bodenklimas in der Emscherregion

Die erwarteten Klimaänderungen lassen folgende Veränderungen des Bodenklimas und daran gekoppelte Prozesse im Boden annehmen:

- Die Bodentemperaturen werden weiter ansteigen. Abbildung 4 zeigt die Messwerte für die Station Essen-Bredeneu und die Projektionswerte (CLM2, ohne BIAS-Korrektur). Die Trendlinie der Messwerte verdeutlicht anschaulich, wie stark die Bodentemperaturen in dem Referenzzeitraum auch im Untersuchungsraum bereits gestiegen sind.

Nach der van't Hoff'schen Regel steigt mit der Erhöhung der Bodentemperatur um 10 °C die Geschwindigkeit biologischer, biochemischer und chemischer Umsetzungen häufig um den Faktor 2 bis 3 (Beyer 1995, Kätterer et al. 1998).

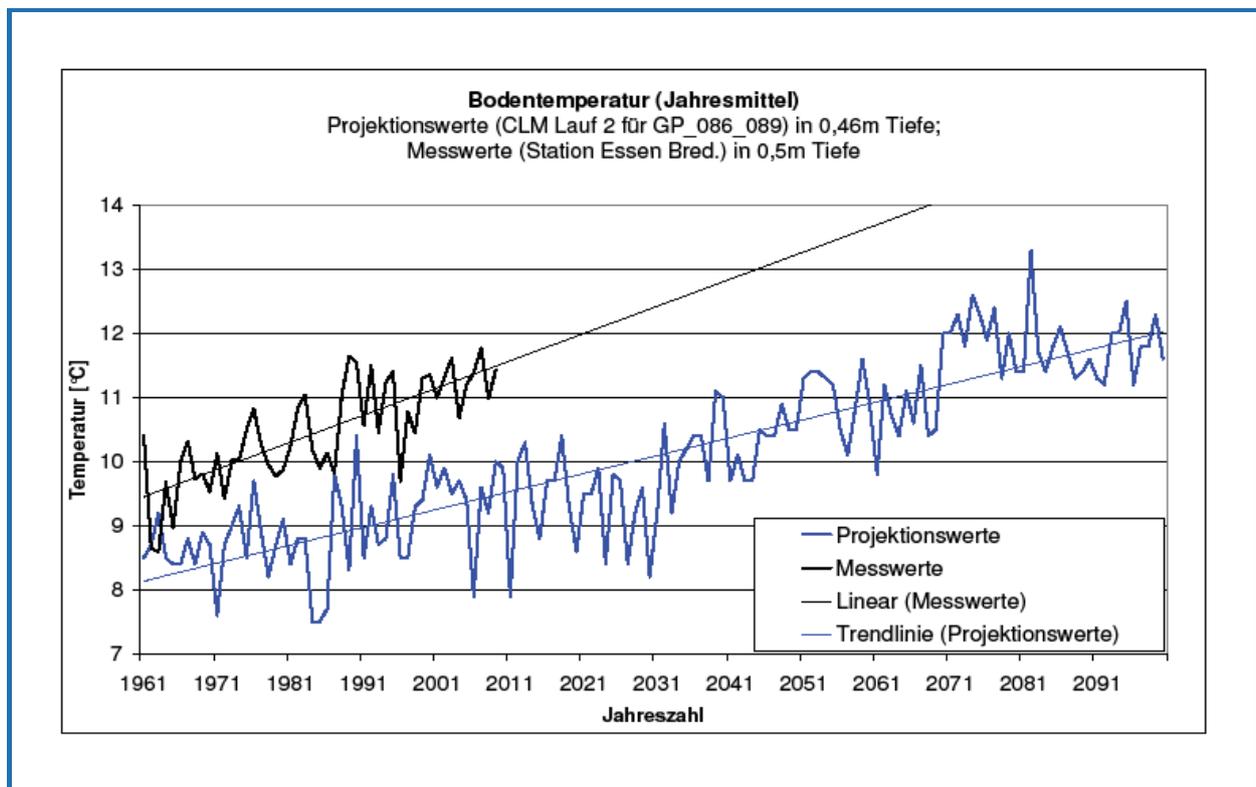


Abb. 4: Jahresmittelwerte der Bodentemperatur. Messwerte 1961 – 2009 für die Station Essen Bred. Projektionswerte 1961 – 2100 für CLM 2 Lauf (GP\_086\_089)

Die Zunahme der Bodentemperaturen verlängert die Vegetationsperiode, erhöht die Evapotranspiration direkt durch die höheren Temperaturen und die Transpiration indirekt durch die längere Vegetationszeit, erhöht die Mikroorganismenaktivität und die Geschwindigkeit vieler chemischer Ab- und Umbaureaktionen, verschiebt die chemischen Lösungsgleichgewichte und die Zusammensetzung der Bodenflora und -fauna. Zwischen 6 und 30 °C steigt bei sonst gleichen Standortbedingungen mit zunehmender Temperatur die Leistung der Lebewesen an (mikrobielle Aktivität, Mineralisierung, Wurzelatmung). Ebenfalls nehmen die chemische Verwitterung und die Beweglichkeit des Wasser (Viskosität) zu. Der biologische Nullpunkt liegt bei 4 bis 6 °C (größte Dichte des Wassers, Optimum der Kalklöslichkeit) (Schlichting et al. 1995).

Die Auswirkungen der höheren Temperaturen auf die Humusgehalte im Boden sind zu großen Teilen noch unklar (vgl. Abbildung 5) und werden sehr stark von den Eigenschaften der Böden abhängen.

- Die Anzahl der heißen Tage wird zunehmen.

Dadurch werden häufiger als bisher sehr hohe Temperaturen in den oberen 25 bis 50 cm Bodentiefe auftreten. Vermutlich wird die Erwärmung dadurch auch insgesamt tiefer in die Böden reichen.

Bodentemperaturen > 32 °C im Wurzelraum werden als Hitzebereich bezeichnet. Die meisten mikrobiellen Prozesse steigen noch weiter an, aber die Nitrifizierung nimmt bereits ab. Die Bildung von Wurzelhaaren ist eingeschränkt, und es treten erste Schäden an Gefäßpflanzen auf. Bei > 40 bis 45 °C sterben nicht an höhere Temperaturen angepasste Mikroorganismen (und höhere Pflanzen) ab. Die mikrobielle Zersetzung (Mineralisation/Bodenatmung) nimmt ab (Schlichting et al. 1995).

- Die Anzahl der Frosttage wird sich verringern und vermutlich werden auch die maximalen Frosttiefen abnehmen.

Dadurch reduziert sich die gefügebildende und -stabilisierende Wirkung des Frostes (Frostgare). Auch Verschiebungen in der Zusammensetzung von Bodenflora und -fauna sind anzunehmen (Schädlinge).

- Durch die Lufttemperaturerwärmung verlängert sich die Vegetationsperiode.

Dadurch nimmt der Zeitraum im Jahr zu, in dem die Pflanzen durch Transpiration erhebliche Mengen Wasser aus dem Boden entnehmen. Der Zeitraum, in dem heute in der Regel die Hauptsickerwassermengen gebildet werden, könnte sich dadurch erheblich verkürzen. Das kann, je nachdem, wie die Niederschläge sich tatsächlich verteilen, reduzierenden Einfluss auf die insgesamt gebildeten Grundwassermengen nehmen. Neben der Verlängerung der Vegetationszeit führen erhöhte Lufttemperaturen auch direkt zu höheren Evapotranspirationsraten.

- Die Anzahl von längeren Trockenperioden im Sommerhalbjahr wird zunehmen. Dadurch nehmen in diesen Zeiträumen in den Böden ohne Grundwasseranschluss die Wassergehalte deutlich ab. Der permanente Welkepunkt wird häufiger erreicht und somit die Pflanzenversorgung mit Wasser gefährdet. In den trockenen Böden kommt es zum Wärmestau an der Oberfläche. Trocknet die organische Substanz sehr stark aus, ist anschließend zunächst ein hoher Benetzungswiderstand gegeben. Dadurch wird Oberflächenabfluss begünstigt.

- Die Anzahl der feuchteren Phasen in den Wintermonaten nimmt zu.

Dadurch können die Stauwasserphasen in den Böden zunehmen.

- Die Anzahl von Starkregen sowohl im Sommer als auch im Winterhalbjahr wird zunehmen.

Starkregen führen zu erhöhten Oberflächenabflüssen und erhöhter Bodenerosion. In ausgetrockneten Böden fließt das Wasser dann vor allem in den groben Poren durch präferenzielle Fließpfade ab, ohne dass die Filterfunktionen des Bodens wesentlich greifen können.

Der Literatur lässt sich weiterhin entnehmen, dass durch den CO<sub>2</sub>-Konzentrationsanstieg in der Atmosphäre ein schnelleres Pflanzenwachstum erfolgt (z.B. Fangmeier 2002 oder Abbildung 5).

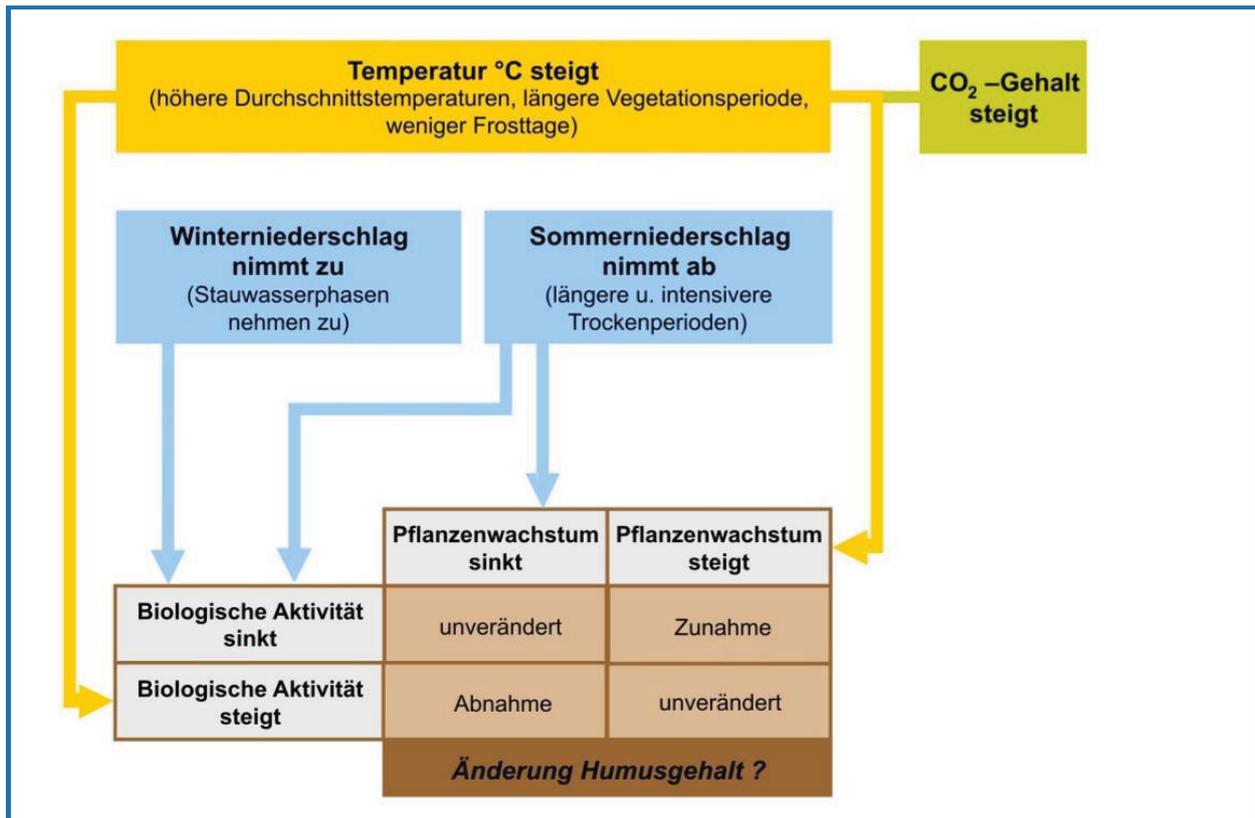


Abb. 5: Potenzielle Wirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt (Quelle: Umweltministerium Schleswig-Holstein 2010, verändert nach Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2007)

### 3 Bodeneigenschaften in der Emscher-Lippe-Region

Es wird zunächst eine kurze Übersicht über die Böden in der Emscher-Lippe-Region gegeben. Vertiefend werden dann die Böden im Einzugsgebiet der Emscher betrachtet und dabei erhöhte Aufmerksamkeit auf die anthropogenen Überprägungen gelegt.

#### 3.1 Allgemeine Bodenübersicht

Im Süden des Ruhrgebietes dominieren auf den meist ebenen bis welligen Lagen der Lößlandschaft von Essen, Bochum und Dortmund schluffige Lehmböden (Parabraun- und Braunerden, Pseudogley-Braunerden, Pseudogley-Parabraunerden).

Nördlich davon im Bereich der Emscherniederung treten lehmige Sandböden (Gley-Braunerden) aus pleistozänen bis holozänen lehmigen Hochflutsanden auf, welche sich kleinflächig mit Flusssandlagen sowie unterschiedlichen Sanden der Flussterrassen abwechseln. In den Niederungen finden sich Gleye, Pseudogley-Gleye und stellenweise auch Auenlehme aus tonig-lehmigen Ablagerungen. Nördlich der Emscher ist die Bodenbildung überwiegend in pleistozänem Löß abgelaufen.

Nördlich der Lippe liegen Flug- und Schmelzwassersande vor, in denen sich Podsole und Parabraun-erde-Podsole entwickelt haben (GLA 1980).

### 3.2 Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Die folgende detaillierte Betrachtung der Böden im Einzugsgebiet der Emscher hat zum Ziel, häufige und repräsentative Bodentypen auszuwählen. An diesen werden beispielhaft die möglichen Auswirkungen der Klimaänderungen auf die Bodenkörper selber – hinsichtlich ihrer Sickerwasserbildung und Stofffreisetzung – untersucht. Es wird zusätzlich auch dargestellt, wie sich die Sickerwasserbildung und die Stoffverlagerung der Böden durch die prognostizierte Verschiebung der Niederschlagsperioden und die höheren Temperaturen verändern.

Das Einzugsgebiet der Emscher hat eine Fläche von 864 km<sup>2</sup>. Insgesamt weist die BK50 in dem Gebiet 50 Bodentypen bzw. -subtypen auf. Die sieben häufigsten davon decken rund 67 % der Fläche ab (vgl. Tabelle 2).

	[ha]	[%]
<b>Naturnahe Böden</b>		
Parabraunerde	19.312	22,0
Gleye gesamt (davon heute ohne Grundwasseranschluss)	13.689 (9.635)	15,6 (11,0)
Pseudogley	7.770	8,8
Pseudogley-Parabraunerde	5.698	6,5
Pseudogley-Braunerde	4.733	5,4
Braunerde	3.823	4,4
Podsol-Braunerde	3.806	4,3
Sonstige	20.902	23,8
Naturnahe Böden Gesamt		90,4
<b>Urbane Böden &amp; Kultosole</b>		
Unkartiert	6.653	7,6
Bis 1 m aufgeschüttet	1.018	1,2
Aufschüttung ohne Bodenentwicklung	405	0,5
Kultosole	232	0,3
Urbane Böden & Kultosole Gesamt		9,6

Tab. 2: Flächenanteile der Böden im Einzugsgebiet der Emscher (Quelle/Datengrundlage: BK50)

Neben den naturnahen Böden treten auch urbane Böden und Kultosole auf. Urbane Böden beinhalten natürliche, anthropogen modifizierte und hinsichtlich ihrer Substrate komplett vom Menschen aufgebaute Böden, die beeinflusst sind durch Industrie, Bergbau, Siedlung, Infrastruktur, Verkehr und Militär (European Union Report 21319 EN/6 2004). Unter den Kultosolen werden im Folgenden durch den Menschen umgestaltete Böden mit weniger als 10 Masse% technogene Beimengungen verstanden, die mit organischen Substanzen angereichert wurden. Im Emschergebiet sind dieses Hortisole, relikte Hortisole, Plaggenesche und Kolluvisole.

Die Tabelle A1 im Anhang zeigt die Merkmale urbaner Böden und ihre Bedeutung für die Sickerwasserbildung und die Stoffverlagerungsprozesse. Die wichtigsten Merkmale urbaner Böden sind:

- technogene Substrate,
- Mischung und Schichtung,
- besonders geringe/hohe Trockenrohdichten,
- Grobbodenanteile,
- erhöhte pH-Werte,

- hohe Gehalte organischer Substanzen,
- veränderter Wasserhaushalt,
- sehr junge noch im Ungleichgewicht stehende Bodenentwicklungen,
- Teil-, Voll- oder Unterflurversiegelung.

Häufige technogene Substrate im Einzugsgebiet der Emscher sind Bergematerial, Bau- und Trümmerschutt, Schlacken, Aschen, Müll und Schlämme.

Urbane Böden gehören von ihrer Typenbezeichnung her überwiegend zur Klasse der Regosole, Pararendzinen und Pseudogleye. Die jeweiligen Eigenschaften der Böden werden sehr stark von den Ausgangssubstraten bestimmt. Die pedogenetischen Prozesse in diesen jungen Böden haben gerade erst begonnen und laufen daher häufig auch noch mit hohen Geschwindigkeiten ab. Letzterem kommt eine besondere Bedeutung hinsichtlich möglicher unerwünschter Stofffreisetzungen ins Grundwasser zu (vgl. Anhang, Tabelle A1).

### 3.3 Anteile anthropogener Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Aus der BK50 lässt sich ein anthropogener Bodenanteil von 10 % der Einzugsgebietsfläche ableiten (vgl. Tabelle 2). Tabelle 3 zeigt Angaben und Abschätzungen zum Anteil urbaner Böden aus dem Einzugsgebiet der Emscher.

Ungefähr in %	Quelle
10	BK50 (GD), Einzugsgebiet der Emscher
40	Geschätzt aus mehreren Stadtbodenkartierungen in Deutschland (Stasch 2004)
66	Oberhausen Brückentorviertel, Stadtbodenkartierung (GD 2000)
75	Stadtgebiet Duisburg, geschätzt aus Bohrdatenbank des GD (Kuylaars, Stadt Duisburg 2010)
(66)	Stadtgebiet Essen, keine Flächenangaben, abgeleitet aus 900 Bodenhorizonten, von denen nur 33 % <u>keine</u> technogenen Beimengungen zeigten (Hiller & Meuser 1998)

Tab. 3: Anteile urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Nach Stasch (2004) bestehen in größeren Städten ca. 40 % der Böden aus Mischungen natürlicher und anthropogener Substrate und ca. 15 % aus rein technogenen Substraten. In Bergbauregionen wie dem Ruhrgebiet können diese Anteile aber noch deutlich höher liegen, wie im Folgenden näher erläutert wird.

Erfahrungsgemäß bildet die BK50 in einem urban-industriell stark überprägten Raum wie dem Einzugsgebiet der Emscher nur noch dort, wo land- und forstwirtschaftliche Flächen vorliegen, die potenziell auftretenden Boden(sub)typen ab. Dies liegt – neben dem für bodenkundliche Bewertungen groben Maßstab – auch an dem häufig veralteten Aufnahmezeitpunkt der Karten. Der wichtigste Grund hierfür sind die fehlenden Aktualisierungen.

Auch wo heute land- und forstwirtschaftliche Flächen vorliegen, ist eine frühere starke Bodenüberprägung möglich. So wurden in den ersten Eisenhütten des Ruhrgebietes, wie in der St. Antony-Hütte in Osterfeld (Oberhausen) ab 1758 Raseneisenerze aus der Emscherniederung verarbeitet (Joest 1982). Um Raseneisenerze zu gewinnen, wurden die Böden abgegraben. Hinzu kommen die vielen Ton-, Lehm- und Sandgruben, die zur Gewinnung des Baumaterials für die Industrieanlagen und Wohnhäuser gebraucht wurden.

Eine Stadtbodenkartierung im Brückentorviertel in Oberhausen zeigt, dass die Böden nur noch auf ca. 1/3 der Fläche als naturnah bezeichnet werden können (GLA 2000). Das Brückentorviertel ist ein typisches Wohngebiet in Nachbarschaftslage zur Montanindustrie (hier die ehemalige Gute Hoffnungs-Hütte), wie sie im Ruhrgebiet weit verbreitet sind. In Abbildung 6 sind in der oberen Karte die Böden in dem Kartiergebiet aus der BK50 dargestellt. Die untere Karte zeigt die Ergebnisse der Stadtbodenkartierung in dem Wohngebiet Brückentorviertel, dargestellt im Maßstab 1:10.000. Nur noch die grünen Flächen repräsentieren naturnahe Böden. In der BK50 ist die Bodenüberprägung durch die Siedlungsnahme nicht abgebildet, obwohl das Brückentorviertel zwischen 1865 und 1869 gebaut wurde.

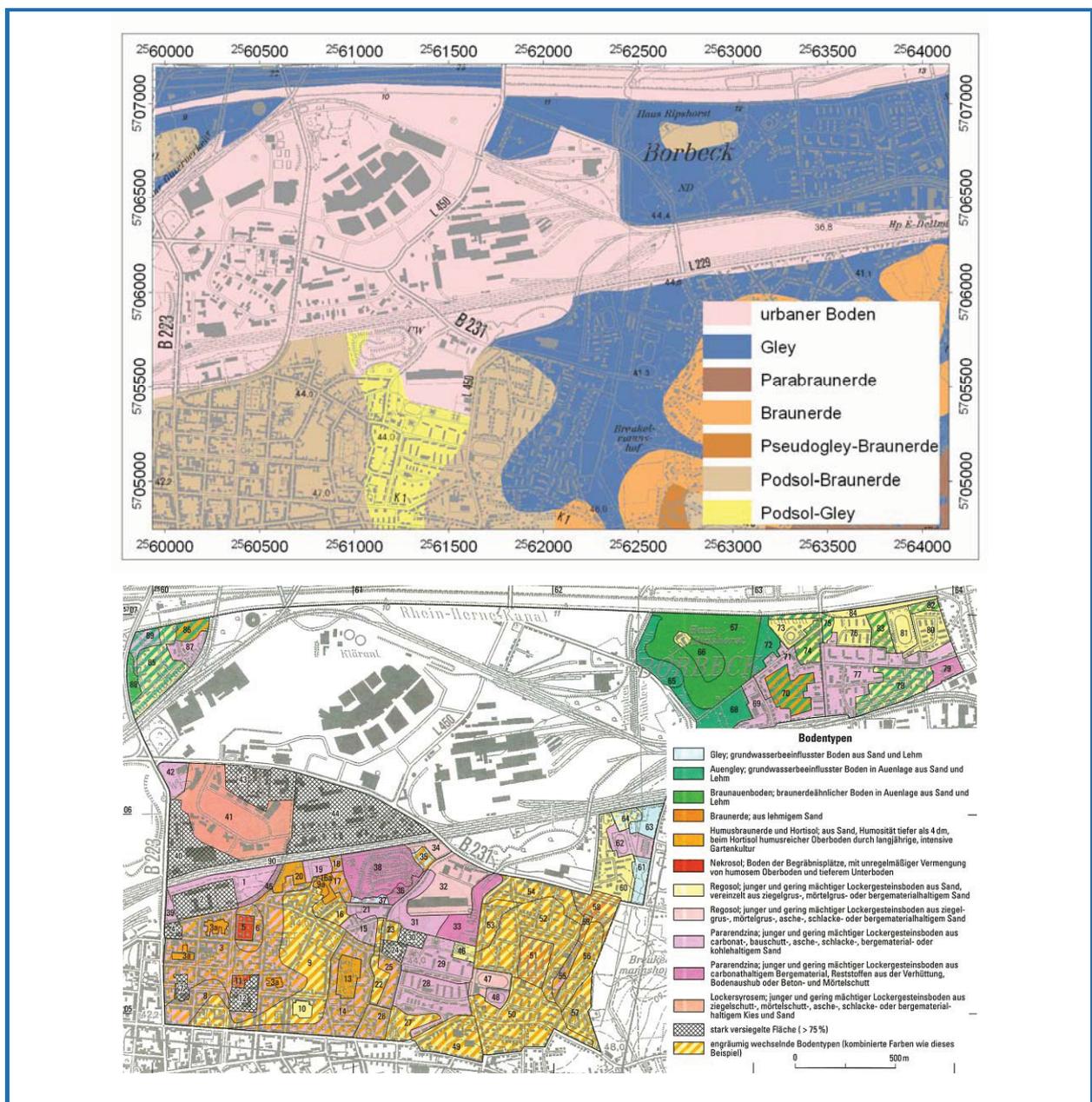


Abb. 6: Ausschnitt Oberhausen Brückentorviertel  
oben: Quelle BK50, unten: Quelle Stadtbodenkartierung Oberhausen Brückentorviertel GLA (2000)

Untersuchungen von rund 900 Bodenhorizonten bis 1 m Tiefe im Essener Stadtgebiet von Hiller und Meuser (1998) zeigten, dass nur noch 33 % der Böden keine und nur noch 11 % geringe technogene Beimengungen aufwiesen. Gut 39 % der Böden bestanden aus Gemengen von natürlichen und technogenen Substraten und 17 % aus rein technogenen Substraten. Im Vergleich weist die BK50 für das Stadtgebiet von Essen nur 7,7 % nicht naturnaher Böden auf (6,5 % unkartiert, 1,1 % bis 1 m aufgeschüttet und 0,1 % Aufschüttungen ohne Bodenentwicklung).

Zu ähnlichen Abschätzungen lässt sich für das gesamte Stadtgebiet von Duisburg kommen. Im Rahmen eines deutsch-niederländischen Projekts zur Grundwassermodellierung wurde eine Bohrdatenbank des Geologischen Dienstes NRW ausgewertet, die 5.079 Standorte zum geologischen Aufbau Duisburgs enthält. In dieser Datenbank zeigen etwa 50 % der Bohrungen anthropogene Auffüllungen, am häufigsten mit Mächtigkeiten von 1 bis 2 m. Daraus ergibt sich geschätzt ein Anteil von bis zu 75 % an der Duisburger Stadtfläche, in dem die Böden wahrscheinlich umgelagert worden sind und teilweise auch technogene Substrate enthalten.

Insgesamt ist davon auszugehen, dass die technogenen Substrate in weit überwiegenden Teilen des Duisburger Siedlungsbereichs nicht als Monosubstrate oder dominierender Bodenbestandteil, sondern als Beimengungen natürlicher Substrate auftreten.

Eine genaue Charakterisierung der technogenen Mengenanteile ist nicht möglich, da häufig lediglich die Information Aufschüttung oder Auffüllung ohne Substratspezifizierung vermerkt ist (Kylaars 2010, unveröffentlicht).

Im Vergleich weist die BK50 für das Stadtgebiet von Duisburg 14,8 % nicht naturnahe Böden auf (12 % unkartiert, 2,6 % Aufschüttungen ohne Bodenentwicklung und 0,4 % Auftrags-Lockerregosol)

Das Einzugsgebiet der Emscher setzt sich neben Teilen der Stadtgebiete von Duisburg und Oberhausen aus den nördlichen Stadtgebieten von Essen und Bochum, aus großen Gebietsanteilen von Gelsenkirchen und Castrop-Rauxel, aus den südlichen und westlichen Teilen Dortmunds sowie aus den südlichen Stadtgebieten von Waltrop, Gladbeck, Herten, Recklinghausen und Dinslaken zusammen. Alle diese Städte sind eng mit dem Ruhrbergbau, der Schwerindustrie und/oder der den Steinkohlenbergbau begleitenden chemischen Industrie verknüpft.

Die Beispiele aus Duisburg, Oberhausen und Essen zeigen, dass der Flächenanteil urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher heute nicht mehr 10 %, sondern wohl mindestens 40 % beträgt. In einigen industriellen Kernzonen wird er noch deutlich darüber liegen (vgl. Tab. 3).

Nur für 25 % der Flächen auf der BK50, auf denen vermutlich urbane Böden auftreten, liegen auch Bodendaten vor. Der überwiegende Teil (rund 75 %) ist nicht kartiert worden.

Somit ist die Qualität der derzeit vorliegenden und in Grundwassermodellen berücksichtigten Bodeninformationen aus der BK 50 hinsichtlich der flächenhaften Anteile und auch der Ausprägungen der anthropogenen Böden im Einzugsgebiet der Emscher als unbefriedigend zu bezeichnen.

### 3.4 Bodenauswahl für die Beispielbetrachtungen und -berechnungen

Für die Beispielbetrachtungen und -berechnungen in dieser Studie werden Böden ausgewählt, die:

- repräsentativ für flächenmäßig besonders häufig im Einzugsgebiet der Emscher auftretende Bodentypen bzw. Böden stehen oder
- aufgrund ihrer hohen Leistungsfähigkeiten im Hinblick auf den Bodenwasser- und Stoffhaushalt bevorzugt erhalten werden sollten oder
- zusätzliche Hinweise für Fragestellungen in weiteren *dynaklim*-Teilprojekten liefern können.

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Da abgesicherte Angaben über die Mengenanteile technogener Substrate in den Böden nicht vorliegen, wurden möglichst unterschiedliche urbane Böden ausgewählt, die in ihrer Ausprägung häufiger auftreten werden, wie z.B. eine Lößlehmedecke über Bau- oder Trümmerschutt. Tabelle 4 zeigt die ausgewählten Böden, die alle im Ruhrgebiet kartiert wurden. Für den Wasser- und Stofftransport sind nicht nur die Bodentypen ausschlaggebend, sondern entscheidend ist auch deren Korngrößenzusammensetzung. Während die Hauptbodenart der Parabraunerden zumeist aus Schluff oder Lehm besteht, können sich z.B. Pseudogleye aus dem gesamten Korngrößenspektrum zusammensetzen und ein dementsprechend unterschiedliches Umweltverhalten zeigen. Daher wurden einige Bodentypen mehrfach, aber mit unterschiedlichen Korngrößenspektren in die Betrachtung aufgenommen.

Für die Profile in Tabelle 4 liegen neben den Kartierdaten zumeist auch Labordaten vor. Es wurden auch Profile aus dem Teilprojekt „Sicherung der Trinkwasserqualität bei der Wasserverteilung bei veränderten Bodentemperaturen (Aktivität 4.1.3 aus dem Arbeitspaket E4.3 ‚Handlungsleitfaden zur Verbesserung der Stadtklimas‘, Universität Duisburg-Essen) mit berechnet.

Pr.	Bodentyp	Kurzbeschreibung	Ort	Profilquelle
<b>Naturnahe Böden</b>				
N1	Parabraunerde	aus Löß, gekappt, schluffig	Essen	Hiller (1996)
N2	Auengley*	aus fluviatilen, schluffigen Sedimenten, Ruhraue	Essen	Hiller (1996)
N3	Wechselgley	aus stark sandigem Lehm, Emscheraue	Oberhausen	Püllen et al. (2010)
N4	Gley-Braunerde	aus fluviatilen Lehm	Oberhausen	GLA (2000)
N5	Pseudogley 1	aus periglaziären Sand und Lehm über Grundmoräne und tertiärzeitlichem Lehm	Mühlheim	Milbert (2007)
N6	Pseudogley 2	aus flachen periglaziärem Sand und Schluff über tertiärem Ton	Ratingen	Milbert (2007)
N7	Pseudogley 3	aus Lößlehm über Schluffsteinverwitterung	Essen	Milbert (2007)
N8	Braunerde	aus fluviatilen Lehm über fluviatilen Sanden	Duisburg	Hiller (1996)
N9	Braunerde-Podsol		Oberhausen	GLA (2000)
<b>Kultusole</b>				
K1	Regosol	aus Hortisol über kiesführendem fluviatilem Lehm (hohe Staubanteile)	Oberhausen	GLA (2000)
K2	Regosol	aus Hortisol über reliktem Gley	Essen	Burghardt et al. (2000A)
K3	Regosol	aus humosen Aufschüttungen über Pseudogley	Oberhausen	Püllen et al. (2010)
K4	Hortisol	aus humoser Aufschüttung	Oberhausen	Püllen et al. (2010)
<b>Urbane Böden</b>				
U1/U2	2 Regosole	aus Steinkohlenberge (Halde Waltrop und Zeche Rheinelebe)	Waltrop, Gelsenkirchen	Hiller (1996)
U3	Pararendzina	aus Bauschutt mit Lößlehmabdeckung	Essen	Hiller (1996)
U4	Regosol	aus Lößlehm über Hortisol aus Parabraunerde	Essen	Burghardt et al. (2000A)
U5	Regosol-Pararendzina	aus Lößlehm, Klärschlamm, Berge	Essen	Burghardt et al. (2000A)

Pr.	Bodentyp	Kurzbeschreibung	Ort	Profilquelle
U6	Reduktosol-Pseudogley	aus schluffigem Lehm über Hausmüll		Burghardt et al. (2000B)
U7	Syrose	aus Eisenhüttenschlacke (verfestigt), Duisburg	Duisburg	Hiller (1996)
U8	Pseudogley	aus Bauschutt- und Bergematerial führendem Sand über Bauschutt und Bergematerial (Oberhausen)	Oberhausen	GLA (2000)
U9	Pararendzina	aus Sand und Kalksteinschotter über Bauschutt mit Asche über Bauschutt	Essen	(Hiller (1996)
U10	Regosol	aus Berge mit Bauschutt und Aschen	Oberhausen	GLA (2000)
U11	Regosol über reliktem Gley	aus aufgeschüttetem humosen Sand über sandigen Emscherablagerungen	Oberhausen	Püllen et al. (2010)
U12	Pararendzina oder Regosol	aus aufgeschüttetem humosem Oberboden über Sand/-Kiesgemisch	Oberhausen	Püllen et al. (2010)
U13	Regosol	aus aufgeschüttetem Sand	Oberhausen	Püllen et al. (2010)

\* Die überwiegende Anzahl der Gleye (= Grundwasserboden) im Einzugsgebiet der Emscher ist heute grundwasserfrei (s. Tab. 2). Reliktische Gleye werden ebenfalls mit betrachtet (Pr. K2).

Tab. 4: Ausgewählte Böden für die Beispielbetrachtungen und -berechnungen der Sickerwasserbildung

## 4 Klimabedingte Veränderung des Bodenwasserhaushalts und der Grundwasserneubildung (A 3.2.1)

Im Folgenden werden zunächst diejenigen möglichen Auswirkungen des Klimawandels auf Bodeneigenschaften betrachtet, die wesentlich die Sickerwasserraten beeinflussen. Die Sickerwasserrate kann für Böden ohne Zwischenabfluss mit der Grundwasserneubildungsrate gleichgesetzt werden.

Mit Hilfe des TUB\_BGR-Modells zur mittleren jährlichen Sickerwasserberechnung, das die relevanten Bodenmerkmale weitgehend berücksichtigt, werden dann in Form von Beispielrechnungen die möglichen Auswirkungen quantifiziert (vgl. Kapitel 4.4). Für die Beispielrechnungen werden typische naturnahe und urbane Böden aus dem Einzugsgebiet der Emscher verwendet (vgl. Kapitel 3.1). Nähere Angaben zu den getroffenen Klimaannahmen sind in Kapitel 2 dargestellt.

### 4.1 Auswirkungen des Klimawandels auf relevante Bodenmerkmale

Die wichtigsten, die Sickerwasserrate beeinflussenden Bodenmerkmale sind:

- A) Korngrößenzusammensetzung
- B) Trockenraumdichte
- C) Humusgehalt
- D) Gefüge
- E) Horizontaufbau
- F) Grundwasserstandsangaben

### zu A) Bodenmerkmal: Korngrößenzusammensetzung

Die Korngrößenzusammensetzung kann sich durch Verwitterung (Umwandlungsprozesse) und durch Verlagerungsprozesse im Bodenprofil verändern. **Durchfeuchtung und Temperatur** steuern im Wesentlichen **Art und Geschwindigkeit der Verwitterung** (Scheffer & Schachtschabel 2002).

#### Umwandlungsprozesse im Boden

Zur physikalischen Verwitterung zählen Temperatur- und Salzsprengung, Quellung und Schrumpfung und Wurzelsprengung. Physikalische Verwitterung wirkt vor allem auf gröbere Partikel ein.

Es ist nicht anzunehmen, dass sich die Temperaturschwankungen im Boden bis zum Jahr 2100 so wesentlich ändern werden, dass es bei den naturnahen Böden zu einer messbaren Veränderung der Korngrößen durch Intensivierung der Temperatursprengung kommen wird. Durch wärmere Winter könnte die Eissprengung leicht abnehmen und durch wärmere Sommer die Sprengung durch unterschiedliche Erwärmung verschiedener Gesteinskomponenten vor allem an der Bodenoberfläche etwas zunehmen. Messbare Korngrößenverkleinerungen sind in den betrachteten Zeiträumen nur bei skelettreichen jungen Böden wahrscheinlich.

In der Regel wird es zu keiner relevanten Zunahme der Salzsprengung kommen, da es in der Jahresbilanz humid bleiben wird (vgl. Kapitel 2). Eine tiefere Austrocknung einiger Böden im Sommer könnte in den tieferen Schichten eine leichte Zunahme der Salzsprengung bewirken. Dies betrifft noch junge, salzreiche urbane Böden (z.B. Berge, Bauschutt), die seit ihrer Entstehung noch keine wärmere Klimaphase durchlaufen haben.

Ähnliches lässt sich für die Wurzelsprengung vermuten. Auch hier könnte es zu einer tieferen Wirkung der Zersetzungsprozesse kommen, wenn die Pflanzen ihre Wurzeln aufgrund von oberflächennahem Wassermangel im Sommer in tiefere Bodenschichten treiben.

Zur chemischen Verwitterung zählen die Hydratation, die Hydrolyse und die Oxidation.

Die im Emscher-Lipper-Raum zu erwartenden höheren Bodentemperaturen (vgl. Kapitel 2.2) lassen für viele Bodenbestandteile eine beschleunigte chemische Verwitterung erwarten. Da hierbei Wasser ebenfalls notwendiger Bestandteil ist und für die Sommer längere Trockenphasen angenommen werden, reduziert dies voraussichtlich die Verwitterungsgeschwindigkeit wieder.

Die Carbonatauflösung wird sich durch die höheren Temperaturen möglicherweise leicht reduzieren. Dies beruht auf der schlechteren Löslichkeit von  $\text{CO}_2$  mit zunehmender Wassertemperatur. Je höher der  $\text{CO}_2$ -Partialdruck im Boden, desto stärker wird das schwerlösliche Calciumcarbonat in leichter lösliches Calciumhydrogencarbonat umgewandelt und ausgewaschen.

In warmen Böden ist aber aufgrund der intensiveren biologischen Aktivität der  $\text{CO}_2$ -Partialdruck oft höher als in kühleren (Scheffer & Schachtschabel). Dies beschleunigt wiederum den Prozess der Carbonatauswaschung.

Durch längere Trockenheit und höhere Verdunstung im Sommer infolge der steigenden Temperaturen ist anzunehmen, dass sich in einigen Pseudogleyen und Gleyen die Obergrenzen der Sd- und Gr-Horizonte nach unten verschieben. Dann ablaufende Oxidationsvorgänge führen in Fe- und Mn-reichen Mineralien zu einem verstärkten Zerfall.

**Fazit:** Durch die höheren Temperaturen und die größeren Feuchte-Amplituden zwischen Sommer- und Winterhalbjahr sind etwas tiefer reichende und intensivere Verwitterungsprozesse zu erwarten.

Diese werden im Lauf längerer Zeiträume an flachgründigen Standorten die Solummächtigkeiten erhöhen oder auch in Böden mit noch grobem Korngrößenspektrum, die zudem noch keine wärmere Klimaphase durchlaufen haben, etwas schneller zu feineren Bodenarten führen.

Messbare Auswirkungen der physikalischen und chemischen Umwandlungsprozesse auf die Korngrößenzusammensetzung bei Böden mit feinerem Korngrößenspektrum sind für die hinsichtlich der Verwitterung sehr kurzen Betrachtungszeiträume bis 2100 aber nicht sehr wahrscheinlich.

### Verlagerungsprozesse im Boden

Veränderungen der Körnung durch Bewegungen im Boden laufen schneller ab als Veränderungen der Größen einzelner Körner durch fortschreitende Verwitterung (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Verlagerungsprozesse in Böden können innerhalb von Jahren bis Jahrzehnten ablaufen. Beispiele hierfür liefern die Marschbodenentwicklung aber auch die Auflösung und Bildung von Fe- oder Mn-Anreicherungen in Sandböden oder die schnelle Verlagerung organischer Substanzen in Podsolen.

Unter **Tonverlagerung** wird die Abwärtsverlagerung von Teilen der Tonfraktion im festen Zustand bezeichnet. Dabei verarmen die oberen Horizonte an Ton während die unteren tonreicher werden. Die Tonverlagerung besteht aus den Prozessen: Dispergierung – Transport – Ablagerung.

Die Dispergierung erfolgt im pH-Bereich 5 bis 6,5.

Der Transport kann nur in Grob- und Mittelporen und somit in feinkörnigen Böden nur in Schrumpfrissen erfolgen. Schrumpfrisse treten verstärkt während längerer Trockenperioden auf.

Je geringer die Salzkonzentration der Bodenlösung ist, desto mobiler sind die Tonteilchen. Dies bedeutet, dass die vermutete Zunahme von Starkregen Tonverlagerung begünstigt.

Die Tonablagerung erfolgt, wenn die Poren enden oder erhöhte Salzkonzentrationen auftreten und führt zu Einlagerungsverdichtung im Unterboden. Einlagerungsverdichtung kann zu periodischem Wasserstau führen. Das wiederum kann maßgeblich den Zwischenabfluss erhöhen und die Sickerwasserraten herabsetzen.

Tonverlagerung läuft intensiver in Klimaten mit ausgeprägter Wechselfeuchte ab als in Gebieten mit hohen, aber gleichmäßig verteilten Niederschlägen. So wird die im mediterranen Klimabereich stärker erfolgte Tonverlagerung in den Böden im Vergleich zum ozeanischen Klima darauf zurückgeführt. Hinzu kommt im mediterranen Raum eine geringere Sickerung, die gemeinsam mit der temperaturbedingt stärkeren chemischen Verwitterung zu einer langsameren Versauerung der Böden führt (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die Tonverlagerung wird sich somit vor allem in den landwirtschaftlich und gartenbaulich genutzten Böden mit pH-Werten zwischen 5 und 6,5 verstärken. Die Forststandorte zeigen meist pH-Werte < 5. Viele urbane Böden dagegen haben pH-Werte > 6,5 (Hiller & Meuser 1998, Höke 2007).

**Podsolierung** ist die abwärts gerichtete Umlagerung gelöster organischer Stoffe, oft zusammen mit Aluminium, Eisen und Mangan. Auch die Podsolierung lässt sich in die Prozesse Mobilisierung – Transport – Fällung unterteilen.

Die Verlagerung findet bei stark saurem Milieu statt. Dass die Versauerung steigt, ist nicht anzunehmen (s.o.). Messbare Auswirkungen des Klimawandels auf die Partikelgrößen in Podsolböden sind nicht sehr wahrscheinlich.

Die **Carbonatisierung** ist die Bildung und Anreicherung von  $\text{CaCO}_3$  in Böden. Mit der Zeit bildet sich aus dem in einigen Baustoffen, Schlacken, Aschen und Stäuben enthaltenen  $\text{CaO}$  und  $\text{Ca(OH)}_2$  unter Aufnahme von  $\text{CO}_2$  aus der Bodenluft  $\text{CaCO}_3$  (Kiener 1987; Enders 1996; Huber et al. 1998; Burghardt 2000). Carbonatisierung erfolgt in naturnahen Böden unter humiden Klimabedingungen nur im Unterboden, tritt aber in Oberböden auch in Schlacke-, Asche- und Bauschuttböden auf. Messbare Auswirkungen des Klimawandels sind nicht wahrscheinlich.

**Fazit:** Messbare Auswirkungen des Klimawandels auf die Korngrößen in den betrachteten Zeiträumen durch Verlagerungsprozesse sind nur für die Tonfraktion anzunehmen. Die stärkere Wechselfeuchte der angenommenen Klimaänderungen wird den Prozess der Tonverlagerung verstärken. Dies betrifft im Einzugsgebiet der Emscher vor allem die Parabraunerden.

### zu B) Bodenmerkmal: Trockenraumdichte

Lagerungseigenschaften im Boden können sich sehr schnell verändern und bedeuten entweder eine Zu- oder eine Abnahme des Porenanteils.

Lockernd wirken Bio- und Kryoturbation. Die Kryoturbation wird abnehmen, wenn die Zahl der Eis- und Frosttage abnimmt. Zu einer Abnahme der Bioturbation könnte es durch verstärkte sommerliche Trockenphasen kommen. Da sich aber:

- die Vegetationsperiode durch die Erwärmung verlängert und
- sich durch die sommerliche Trockenheit wahrscheinlich mehr tiefergehende Wurzeln bilden werden und
- die Bodenlebewesen durch die höheren Temperaturen früher und auch später im Jahr noch aktiver sein werden,

kann sich das wieder ausgleichen.

Die Trockenraumdichten [TRD] der Böden in der ELR sind überwiegend anthropogen geprägt. Eine Verlängerung der Vegetationsperiode wird zu einer Intensivierung der Nutzung landwirtschaftlicher Flächen führen (zusätzlicher Grasschnitt, zusätzliche Frucht). Häufigeres Befahren bewirkt eine zunehmende Verdichtung der Böden.

Kommt es zu stark verminderten Eis- und Frosttagen im Winter, sind die dann nassen Waldböden nicht zu befahren, ohne größere Bodenzerstörungen und starke Verdichtungen auszulösen (LBEG 2009).

Auch die Ruhe- und damit Lockerungszeiten anderer Bodennutzungen im städtischen Bereich (z.B. Großveranstaltungen, Freizeitnutzungen wie Grillen, Ballspiele) in der ELR werden sich eher verkürzen.

Eine Lockerung im Oberboden kann auch durch Tonauswaschung, Podsolierung und Humusanreicherung erfolgen.

**Fazit:** Der anthropogene Einfluss auf die Trockenraumdichten der Böden ist so erheblich, dass mögliche leichte Veränderungen der lockernden oder verdichtenden natürlichen Prozesse durch den Klimawandel bedeutungslos sind. Die verstärkte Landnutzung wird aber ohne Gegensteuerung zu einer weiteren Zunahme der Bodenverdichtung führen.

### zu C) Bodenmerkmal: Humusgehalt

Die Humusgehalte können sich innerhalb weniger Jahre ändern. Erhöhte Jahresmitteltemperaturen bewirken in der Regel eine Erhöhung der Zersetzungs- und Mineralisierungsleistung der Bodenorganismen. In Zusammenhang mit den vermuteten Klimaveränderungen sind aber gesteigerte Zersetzungsraten für Herbst, Winter und Frühjahr sehr wahrscheinlich. In diesen Zeiten fallen dann erhöhte Temperaturen mit zumeist ausreichenden Bodenwassergehalten zusammen. Beides führt zu einem verstärkten Abbau der organischen Substanz.

Weiterhin kann eine gesteigerte Nutzungsintensität von Ackerböden infolge einer verlängerten Vegetationsperiode Humusabbau verstärken.

Sollte es aber, wie vermutet, zu längeren sommerlichen Trockenphasen kommen, schränkt dies die Mineralisierung in vielen Böden wieder ein – ebenso, wie sehr lange Feuchtphasen den Abbau org. Substanzen beschränken. Auch kann durch die Verlängerung der Vegetationsperiode und die höheren Temperaturen bei ausreichendem Wasserangebot mehr Phytomasse gebildet werden, so dass mehr Abbaumasse zur Verfügung steht (Umweltministerium Schleswig-Holstein 2010).

Längere Trockenphasen führen vor allem bei organischem Bodenmaterial zu hydrophoben Effekten. Markart et al. (2004) bestätigen eine Erhöhung des Oberflächenabflusses auf Rasenflächen und durch ausgetrocknete Humusaufgaben in Wäldern.

**Fazit:** Ob der Klimawandel zu einem vermehrten Humusabbau oder zu einer Humusanreicherung in den Böden führt, ist überwiegend noch unklar (vgl. Abbildung 5) (Umweltministerium Schleswig-Holstein 2010). Sommertrockene Subtropen wie der Mittelmeerraum ließen unter Hartlaubgewächsen humusarme Böden entstehen (Scheffer & Schachtschabel 2002).

### zu D) Bodenmerkmal: Gefüge

Das Bodengefüge kann sich innerhalb von Sekunden oder aber auch innerhalb von Jahrhunderten verändern, je nachdem welche Standortfaktoren vorliegen und welche Gefügeaspekte betrachtet werden. Klimawandelbedingt sind folgende Modifizierungen des Gefüges wahrscheinlich:

- Durch verstärkte Austrocknung werden sich (tiefere) Trockenrisse in tonig-lehmigen Böden bilden. Niederschläge können dann über diese Fließwege die oberen Bodenhorizonte umgehen, reduzieren dadurch das pflanzenverfügbare Wasser und verstärken somit die Sickerwasserbildung (Rinklebe & Prüß 2009). Die verstärkte Gefügebildung im Unterboden erhöht auch dort die Wasserleitfähigkeit.
- Nehmen Starkregenereignisse zu, erfolgt vermehrt eine Aggregatzerstörung von nicht durch Pflanzen oder organische Auflagen geschützten Bodenoberflächen. Dies führt bei feinkörnigen Böden zu Verschlammung, erhöhten Oberflächenabflüssen und einer reduzierten Sickerwasserbildung.
- Durch eine verringerte Zahl der Eis- und Frosttage kann sich die erwünschte Frostgare (= Bodenstruktur, die in feinkörnigen Böden durch Frosteinwirkung entsteht) vermindern (LBEG 2009). Das kann bei feinkörnigen Böden zu erhöhten Oberflächenabflüssen und einer reduzierten Sickerwasserbildung führen.
- Liegen verfestigte Horizonte vor, z.B. Ortstein in Podsolen oder Wiesenalk in Gleyen, begrenzt dies die Durchwurzelungstiefe. Dadurch verringert sich das für Pflanzen nutzbare Wasserspeichervolumen. Dies wiederum kann die Verdunstungsmenge reduzieren. Ob das dadurch zusätzlich für den Abfluss zur Verfügung stehende Wasser der Sickerwasserbildung zugute kommt oder aber als Zwischenabfluss in den Vorfluter fließt, hängt von den lokalen Bedingungen ab. Ein messbarer Einfluss auf Verfestigungen im Boden durch die Klimaänderungen ist nicht anzunehmen.

**Fazit:** Die Klimaänderung wird schon in den betrachteten Zeiträumen Einfluss auf das Gefüge feinkörniger Böden nehmen. Ob dadurch höhere oder geringere Sickerwassermengen gebildet werden, hängt stark von den jeweiligen Witterungsverläufen ab. Da, wie auch beim Humus, gegenläufige Prozesse wirken, kann nicht ausgesagt werden, ob durch das sich verändernde Gefüge im langjährigen Mittel mehr oder weniger Sickerwasser entsteht.

### zu E) Bodenmerkmal: Horizontaufbau

Neben den Mächtigkeiten der einzelnen Horizonte mit ihren jeweiligen Wasserspeicher- und Wasserleitungsvermögen ist auch die sogenannte Schichtung wichtig.

Treten geologisch oder anthropogen bedingt Korngrößen Sprünge auf (geschichtete Böden), hat dies meist einen starken Einfluss auf den Wasserhaushalt. An Porensprüngen kommt es zu hängenden Menisken und damit zu einer verringerten Wasserleitfähigkeit, selbst wenn das Körnungsspektrum nach unten gröber wird. Zu Wasserstau und – im Fall von geneigten Flächen – auch zu Zwischenabflüssen kommt es natürlich auch, wenn Schichten/Horizonte mit höheren Wasserleitfähigkeiten über Schichten/Horizonten mit geringeren Wasserleitfähigkeiten liegen. Zwischenabflüsse erfolgen über Zeiträume von Tagen oder Wochen. Der Zwischenabfluss kann sowohl ins Oberflächenwasser als auch an anderer Stelle ins Grundwasser gelangen (Heathcote et al. 2004).

Jüngere geschichtete Böden haben auch noch kein sekundäres Porennetz (z.B. durch Gefügebildung, Wurzel- oder Regenwurmbahnen), das eine Wasserleitung zwischen den Schichten ermöglicht (GLA 2000). Auch der kapillare Wasseraufstieg ist in geschichteten Böden gestört oder auch ganz unterbunden (Höke et al. 2009).



Foto 1: Profil U4 – Regosol aus Lößlehm über reliktem Hortisol aus Parabraunerde (Foto © Burghardt)

Humushaltige Horizonte im Unterboden, wie sie in urbanen Böden häufiger auftreten (vgl. Foto 1), wirken in Form alter Oberflächen oder auch durch hydrophobe Eigenschaften oft wasserstauend und durch die Zersetzung org. Substanz reduzierend (= Wurzelsperre). Ein wesentlich beschleunigter Humusabbau im Unterboden durch den Klimawandel ist nicht anzunehmen.

**Fazit:** Eine messbare Veränderung der Schichtung der Böden durch die Klimaänderung ist nicht anzunehmen. Generell ist zwar von einer Erhöhung der biologischen Aktivität (= verstärkte Durchmischung) durch die Erwärmung auszugehen, mögliche längere Trockenphasen im Sommer dämmen diese Entwicklung aber wieder.

#### zu F) Bodenmerkmal Grundwasserstände

Wenn in der ungesättigten Bodenzone oberhalb der Grund- oder Stauwasserhöhe das Wasser Menisken bildet, treten der Schwerkraft entgegengesetzte Adsorptions- und Kapillarkräfte auf, die das Bodenwasser in die Hohlräume hineinziehen und vertikal aufsteigen lassen.

Die kapillare Steighöhe ist von Bodenart, Lagerungsdichte und Wassersättigungsgrad des Bodens abhängig (Ad-hoc-AG Boden 2005). Erfolgt ein kapillarer Aufstieg während trockener Witterungsperioden, wird dadurch die Verdunstung der Pflanzen am Standort erhöht. Dieses Wasser geht dem Grundwasser verloren.

Gleichzeitig bewirkt der Kapillaraufstieg, dass die Wassergehalte im Boden bis in den effektiven Wurzelraum hinein auf einem höheren Niveau verbleiben als in Böden ohne Grund- oder Stauwasseranschluss. Das bedeutet, dass der Boden nicht stark austrocknet und sich auch keine tiefgehenden Schrumpfrisse bilden.

Ob die Untergrenze der Pflanzenwurzeln vom Kapillarwasser erreicht werden kann, hängt vom Abstand zwischen der Grundwasseroberfläche und der Untergrenze des effektiven Wurzelraumes ab. In Abhängigkeit von der Bodenart liegen die möglichen kapillaren Aufstiegsraten in Mitteleuropa zwischen 80 und 250 cm. Ebenfalls in Abhängigkeit der Bodenart und der Lagerungsdichte liegen die effektiven Durchwurzelungstiefen zwischen 60 und 140 cm. In schwach bis stark tonigen Schluffen (z.B. einigen Parabraunerden) kann daher noch eine gewisse Wasserversorgung der Pflanzen aus dem Grundwasser erfolgen, bis der Grundwasserstand unterhalb von ca. 390 cm sinkt.

Die zukünftig anzunehmenden trockeneren Sommer und feuchteren Winter werden vermutlich in Gebieten ohne grundwasserstandsregulierende Maßnahmen eine größere Grundwasserschwankungsamplitude bewirken. Dadurch könnte es während längerer Trockenphasen im Sommer häufiger als bisher zu einem Abreißen des Kapillaraufstiegs kommen. Da dem Grundwasser dann kein Wasser für die Pflanzenversorgung und Verdunstung mehr entzogen wird, kommt es wiederum von der Gebietsbilanz her betrachtet zu einer höheren Grundwasserneubildung und damit anderswo im Gebiet vielleicht zu höheren Grundwasserständen bzw. Gebietsabflüssen.

In der Abteilung der semiterrestrischen Böden (z.B. Gleye) kann ein geringerer Grundwasserstand im Sommer auch bewirken, dass ein Standort, der bisher nur bis 30 cm Tiefe durchwurzelt werden konnte, nun bis 60 cm Tiefe durchwurzelt werden kann. Dadurch würde sich der belüftete und dadurch durchwurzelbare Raum verdoppeln. Dieses wiederum führt zu deutlich verbesserten Standortbedingungen für die Pflanzen und somit zu einer höheren Phytomassebildung. Je nach der Höhe der Grundwasserstände kann es auch zu einem verstärkten Humusabbau in einem Profil durch Grundwasserabsenkung kommen.

Ein höherer Grundwasserstand im Winterhalbjahr kann wiederum die Humuszersetzung verlangsamen. Auch die Bodenerwärmung im Frühjahr verzögert sich dadurch. Da die Böden im Winterhalbjahr i.d.R. ihre Wassersättigung erreichen und Niederschläge dann Sickerwasserfronten bilden, sind die Auswirkungen von zeitweise höheren Grundwasserständen auf die die Sickerwasserraten beeinflussenden Bodeneigenschaften (Humusgehalt, Trockenraumdichten) vermutlich nicht so gravierend.

**Fazit:** Durch die zukünftig anzunehmenden trockeneren Sommer und feuchteren Winter wird eine größere Grundwasserschwankungsamplitude vermutet. Dadurch kann es während trockener Sommermonate häufiger zu einem Abreißen des kapillaren Wasseraufstiegs in die effektive Durchwurzelungszone und zu einer erhöhten Grundwasserneubildung in der Gebietsbilanz kommen.

## 4.2 Methoden zur Quantifizierung der Sickerwasserratenänderungen

### Hydrologische Modelle

Es gibt eine große Zahl hydrologischer Modelle zur Abschätzung der Sickerwasserraten bzw. der Grundwasserneubildung. Nur wenige davon berücksichtigen aber in ausreichendem Umfang die Bodenmerkmale, die die Sickerwasserraten beeinflussen (siehe Tabelle 5).

Für die Betrachtung der „Relevanz der klimabedingten Veränderung von Bodeneigenschaften auf die Sickerwasserbildung“ wurde das TUB\_BGR Modell gewählt (Technische Universität Berlin; Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe). Die Wahl erfolgte, da das Modell

- die meisten der relevanten und klimasensitiven Bodeneigenschaften berücksichtigt,
- für die hiesigen Klimabedingungen und Böden entwickelt und kalibriert wurde,
- durch Verwendung der FAO-Gras-Referenzverdunstung eine bundesweite und internationale Vergleichbarkeit der Ergebnisse erlaubt,
- mittlere Abschätzungen für längere Zeiträume liefert,
- frei verfügbar und einfach zu handhaben ist.

Auch z.B. das SWAT-Modell berücksichtigt viele Bodenmerkmale. Die Einarbeitung in diese komplexen Gebietsmodelle erfordert aber einen erheblichen Zeit- und Datenaufwand, der für eine erste Sensitivitätsabschätzung nicht sinnvoll ist.

Modell	Eingangsdaten			Quelle
	Boden	Sonstiges	Klima	
TUB_BGR-Modell	Bodenart, Trockenraumdichte, Humusgehalt, Horizontmächtigkeiten, MNGW	Nutzung: Acker, Grünland, Wald (Nadel-, Laubwald)	jährl. $E_{pot}$ nach FAO (Gras-Referenzverdunstung); korr. Niederschlag Sommer, korr. Niederschlag (Jahr)	Ad-hoc-AG Boden (2003)
Hydrus-2D <sup>1)</sup>	Bodenart, Horizontmächtigkeiten, (ggf. Dichte)	Wurzeltiefe = 50 cm, Blattflächenindex	Zeitreihen des Niederschlags, $E_{pot}$ nach FAO (Gras-Referenzverdunstung); Albedo,	Simunek et al. (2008)
ArcEGMO	nFK; kf, Grundwasserstand; ob Humusgehalte und TRD berücksichtigt werden, geht aus Beschreibung nicht hervor	Digitales Geländemodern möglich	Niederschlagsreihen, potenzielle Verdunstung bzw. die dafür nötigen Grunddaten	www.arcegmo.de
SWAT <sup>2)</sup>	FK, GWO, Tongehalt, kf-Werte, Porosität, TRD, pF 4,2, Partikeldichten Quellung und Schrumpfung wird berücksichtigt	Parameter zur Geländeoberfläche, Hanglängen, -neigungen usw.	vielen alternativ möglich	www.swatmodel.tamu.edu
4R (Rainfall, Recharge and Runoff Routing) kombinierbar mit MODFLOW	Bodenkarten und kartierung; benötigte Daten abhängig vom Bodenwasserhaushaltsmodell, Zwischenabfluss wird berücksichtigt (inkl. anthropogene Drainagen)	Topographie, Tagesabflüsse Oberflächengewässer, Nutzung	täglicher Niederschlag, potenzielle Evapotranspiration nach FAO oder andere	Heathcote et al. (2004)
<sup>1)</sup> Melcher (2009): Stein- und Grusanteil, Schrumpfen und Quellen der tonhaltigen Böden, Hysterese, präferentielle Fließwege, biogene Grobporen und Linsenbildungen sind nicht berücksichtigt. <sup>2)</sup> für große Einzugsgebiete, umfangreiche Berechnungsansätze für den Bodenwasserhaushalt (z.B. Berücksichtigung Quellen und Schrumpfen), sehr komplex, Stofftransportmodellierung möglich.				

Tab. 5: Modelle zur Sickerwasser- bzw. Grundwasserneubildungsabschätzung

### Anmerkungen zum TUB\_BGR-Modell

In dem Modell ist das Bodengefüge nicht berücksichtigt. Diese Bodeneigenschaft ist schwer zu modellieren. Von den betrachteten Modellen beinhaltet einzig das SWAT-Modell Teilaspekte des Gefüges.

Die Schichtung ist nur zu Teilen berücksichtigt, aber nicht der Zwischenabfluss. Das TUB-BGR-Modell gilt, so wie es hier verwendet wird, auch nur für nicht geneigte Flächen (Ad-hoc-AG Boden 2003). Gerade die häufig geschichteten urbanen Böden werden somit diesbezüglich nur unzureichend beschrieben. Untersuchungen von Höke et al. (2009) im BMBF-REFINA-Projekt legen nahe, dass eine Schichtung der Böden den in naturnahen Böden erfolgenden und einzurechnenden kapillaren Aufstieg des Grundwassers be- oder verhindert. In den meisten Modellen und auch im TUB\_BGR-Modell wird der Zwischenabfluss den Sickerwasserraten zugeschlagen.

Im TUB\_BGR-Modell gewinnen der Boden und der Grundwasserflurabstand auf die Höhe der Sickerwasserrate bei abnehmender Niederschlagshöhe zunehmend an Bedeutung (DWD 2003).

### Klimadaten im TUB\_BGR-Modell

Den folgenden Betrachtungen liegen die Klimadaten der DWD Wetterstation Bocholt zugrunde.

Station	Nd <sub>som</sub>	Nd <sub>win</sub>	Nd <sub>Jahr</sub>	ETO <sub>Jahr</sub>	ETO <sub>som</sub>	KWB <sub>som</sub>
Bocholt	390	407	798	539	427	-37

Nd<sub>som</sub>: korrigierte Niederschlagssumme Sommerhalbjahr (1961-1990)

Nd<sub>win</sub>: korrigierte Niederschlagssumme Winterhalbjahr (1961-1990)

Nd<sub>som</sub>: korrigierte Niederschlagssumme Jahr (1961-1990)

ETO<sub>Jahr</sub>: Jährliche pot. Evapotranspiration (FAO Gras-Referenzverdunstung)

ETO<sub>som</sub>: Pot. Evapotranspiration Sommerhalbjahr (FAO Gras-Referenzverdunstung)

KWB<sub>som</sub>: Klimatische Wasserbilanz Sommerhalbjahr

(Quelle: Wessolek et al. 2004)

Die Station Bocholt wurde ausgewählt, da es die dem Untersuchungsgebiet nächstgelegenen/ähnlichste Station war, für die alle benötigten Klimaeingangsdaten für das Modell vorlagen (Stand Juni 2010). Der Klimaatlas Deutschland, auf den im Zusammenhang mit dem TUB\_BGR-Modell zum Erhalt der potenziellen Evapotranspiration häufig verwiesen wird, konnte nicht verwendet werden, da der Atlas keine Angaben zur Evapotranspiration im Sommerhalbjahr enthält. Für Böden mit Grundwassereinfluss ist dieses Eingangsdatum im Modell aber notwendig.

Um die Auswirkungen der durch den Klimawandel variierenden Bodeneigenschaften auf die Sickerwasserraten im Modell zu überprüfen, ist es auch nicht nötig, mit Klimaprojektionsdaten zu rechnen (s.u.).

Unter Annahme der oben genannten Klimadaten kann mit dem TUB\_BGR-Modell eine maximale Sickerwasserrate von 400 mm a<sup>-1</sup> erreicht werden. Im dem TUB\_BGR-Modell wird angesetzt, dass die Sommerniederschläge in Höhe von 390 mm a<sup>-1</sup> in Bocholt komplett verdunsten. Nach Harlaß (2008) weisen vollständig versiegelte Oberflächen Verdunstungshöhen zwischen 15 und 20 % der Jahresniederschlagsmenge auf (= 140 mm bei 798 mm Jahresniederschlag in Bocholt). Das bedeutet, dass sehr geringmächtige urbane Böden durch das TUB-BGR-Modell, das für naturnahe Böden entwickelt, kalibriert und auch umfassend validiert wurde, unzureichend beschrieben werden.

### Ermittlung der TUB\_BGR-Modell relevanten Bodenkennwerte

Für die Bewertung des Wasserhaushaltes der Böden im Einzugsgebiet der Emscher werden die Bodenmerkmale (z.B. Korngröße, Trockenraumdichte) für ausgewählte typische Böden des Gebietes (vgl. Kapitel 3) zu den sogenannten Bodenkennwerten verknüpft. Ein wichtiger wasserhaushaltsrelevanter Bodenkennwert ist z.B. die nutzbare Feldkapazität (nFK).

Die Heterogenität der Böden in der Landschaft und der Untersuchungsaufwand sind zu groß, um die nFK immer laboranalytisch zu bestimmen. Daher wird dieser Kennwert aus Bodenmerkmalen, die einfach im Feld aufzunehmen sind, mit Hilfe tabellarischer Ableitungen und einfacher Verknüpfungen abgeleitet. Auf dieser Basis erfolgt schon lange die räumliche Beurteilung von Böden (vgl. z.B. Schrey 2008). Die Berechnung der Bodenkennwerte für das TUB\_BGR-Modell folgt den Verfahren nach Müller (2004) und der Ad-hoc AG Boden (2005). In das TUB-BGR-Modell gehen die Bodenkennwerte „nutzbare Feldkapazität in der effektiven Durchwurzelungstiefe“ [nFKWe] und „Betrag des mittleren kapillaren Aufstiegs“ [KA] ein.

Aktuell konnten auch einige der speziellen Eigenschaften der urbanen Böden in diese Schätzungen der bodenkundlichen Kennwerte einbezogen werden, die im Rahmen des BMBF-REFINA-Projektes erarbeitet werden konnten (David & Schneider 2008; Höke et al. 2008). Diese neuen Ableitungen sind für die Kennwertermittlung der urbanen Böden im Folgenden bereits mitberücksichtigt.

### 4.3 Bodenwasserhaushalt urbaner Böden

Tabelle 6 zeigt die Sickerwasserraten der Beispielböden (vgl. Tabelle 4), berechnet nach dem TUB\_BGR-Modell.

Die Menge an Sickerwasser, die durch Tiefenversickerung bis zum Grundwasser vordringt, wird von zwei Faktorengruppen beeinflusst:

- a) von der klima- bzw. witterungsbedingten Menge und Verteilung der Niederschläge sowie der Evapotranspiration;
- b) von den Bodeneigenschaften wie dem Zusammenhang zwischen Wasserspannung einerseits und Wasserleitfähigkeit und Wassergehalt andererseits sowie dem Infiltrationsvermögen. Dazu zählen auch die Tiefenlage der Grundwasseroberfläche und die Topographie der Bodenoberfläche (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Profil		nFKWe		SWR <sub>j</sub> <sup>1)</sup>	
		[mm]		[mm]	
N1	Parabraunerde aus Löß	243		199	
N2	Gley aus Schluff	150		187	
N3	Wechselgley aus sandigem Lehm	176		199	
N4	Gley-Braunerde aus Fluvilehm	187		238	
N5	Pseudogley aus periglaziären Sand & Lehm über Grundmoräne und tertiärzeitlichem Lehm	130		281	
N6	Pseudogley aus flachen periglaziärem Sand und Schluff über tertiärem Ton	106		301	
N7	Pseudogley aus Loesslehm über Schluffsteinverwitterung	217		217	
N8	Braunerde	168		252	

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Profil		nFKWe		SWR <sub>j</sub> <sup>1)</sup>	
		[mm]		[mm]	
N9	Braunerde-Podsol aus Flugsand	141		272	
	<b>Mittelwert naturnahe Böden</b>		<b>169</b>		<b>238</b>
<b>Kultosoile</b>					
K1	Regosol aus Hortisol	164		265	
K2	Regosol aus Hortisol über rel. Gley	217		217	
K3	Regosol aus humoser Aufschüttung über Pseudogley	162		257	
K4	Hortisol aus humoser Aufschüttung	152		264	
	<b>Mittelwert Kultosoile</b>		<b>174</b>		<b>251</b>
<b>Urbane Böden</b>					
U1	Regosol aus Steinkohlenberge (Halde Waltrop)	97		315	
U2	Regosol aus Steinkohlenberge (Zeche Rheinelbe)	78		370	
U3	Pararendzina aus Bauschutt mit Lößlehmabdeckung	156		261	
U4	Regosol aus Lößlehm über Hortisol aus Parabraunerde	72		333	
U5	Regosol aus Lößlehm, Klärschlamm, Berge	396		160	
U6	Reduktosol-Pseudogley aus Lu über Hausmüll	40		363	
U7	Syrosem aus Eisenhüttenschlacke	4		396	
U8	Pseudogley aus bauschutt- und bergematerialführendem Anthrosand über Bauschutt und Bergematerial	112		296	
U9	Pararendzina aus Anthrosand und Kalksteinschotter über Bauschutt mit Asche über Bauschutt	96		340	
U10	Regosol aus Berge mit Bauschutt und Aschen	121		309	
U11	Regosol über reliktem Gley	151		265	
U12	Pararendzina/ Regosol aus humosem Oberboden über aufgeschüttetem Sand/Kiesgemisch	122		296	
U13	Regosol aus aufgeschüttetem Sand	84		319	
	<b>Mittelwert urbane Böden</b>		<b>118</b>		<b>309</b>

<sup>1)</sup> Klimastation Bocholt: Referenzzeitraum 1961-1990; Nutzungsart Grünland

**Tab. 6: Nutzbare Feldkapazitäten im effektiven Durchwurzelungsraum und mittlere jährliche Sickerwasserraten (SWR<sub>j</sub>) der Beispielp Profile**

Die naturnahen Böden in Tabelle 6 zeigen im Mittel rund 70 mm geringere Sickerwasserraten als die urbanen Böden.

Im Folgenden werden die Werte aus Tabelle 6 erläutert und kurz der Stand des Wissens zum Wasserhaushalt urbaner Böden dargestellt.

### Nutzbare Feldkapazitäten des effektiven Durchwurzelungsraums

Bei höheren Grundwasserflurabständen weisen Böden aus Schluff geringere Versickerungsmengen auf als Böden aus Sand oder Ton. Die Ursache liegt in der **höheren nutzbaren Feldkapazität des effektiven Durchwurzelungsraums (nFKWe)**. So weist das Profil N1 (Parabraunerde) in der Tabelle 6 mit schluffiger Bodenart eine nFKWe von 243 mm auf, das Profil N9 (Braunerde-Podsol) aus Flugsand dagegen nur 141 mm. Dadurch erreichen Schluff- und Lehmböden während der Vegetationsperiode eine höhere Evapotranspiration als Sand- und Tonböden. Im Herbst brauchen die Schluffböden dann mehr Wasser als Ton- und Sandböden, um die Feldkapazität und danach einen nach unten gerichteten hydraulischen Gradienten wiederherzustellen. Bedingt durch die geringere nFKWe bildet sich in dem sandigen Braunerde-Podsol eine Sickerwassermenge von 272 mm a<sup>-1</sup> im Vergleich zu nur 199 mm a<sup>-1</sup> in der Parabraunerde.

Bei geringen Grundwasserflurabständen spielt die unterschiedliche nFKWe der Böden keine Rolle, da die Evapotranspiration und damit auch die Versickerung vom kapillaren Aufstieg bestimmt werden.

Urbane Böden weisen häufig hohe Skelettanteile auf und die Kornfraktion ist zugunsten des Sandanteils verschoben. Letzteres ist auf eine Einmischung von Bausand, Flugsand und Gießereisand zurückzuführen. Beides vermindert die nFK und führt zu höheren Grundwasserneubildungsraten (Burghardt 1991). In Tabelle 4 entsprechen die Profile U1, U2, U7, U8, U9, U10 diesen beiden Merkmalen.

Im Gegensatz zu den meisten natürlichen Skeletten ist bei Asche- und Bauschuttskelett von einer ökologisch bedeutsamen Wasserspeicherfähigkeit auszugehen (Wolff 1993, Bädjer 2000, Kastler 2006, David & Schneider 2009). So gibt Wolff (1993) abgeleitet aus der Untersuchung Hamburger Böden an, dass die Grobbodenanteile technogenen Ursprungs folgende Mittelwerte zum Luft- und Wasserhaushalt aufweisen: FK 14 Vol.-%, LK 16 Vol.-%. Die Schlacke zeigte im Mittel eine FK von 10 Vol.-% und eine LK von 18 Vol.-%. Die nFK von Bauschutt schwankt zwischen 0 und 20 Vol.-%, die der Schlacke war < 8 Vol.-%.

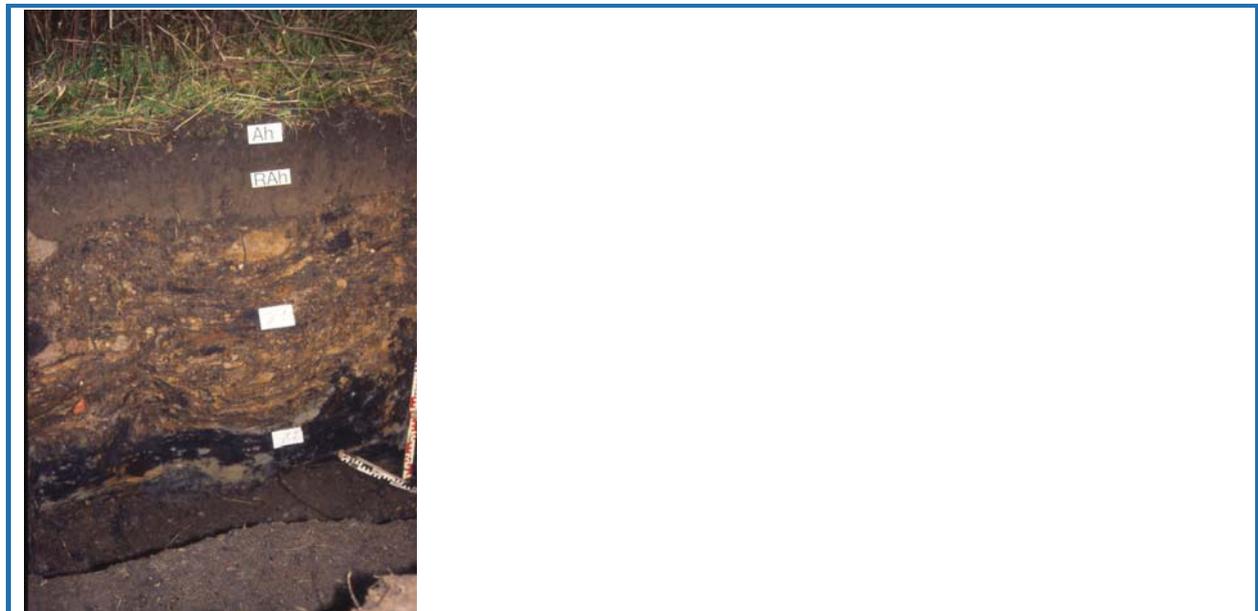


Foto 2: Profil U5 – Regosol aus Lösslehm, Klärschlamm und Berge (Foto © Burghardt)

Die Wasserspeicherkapazität des technogenen Skeletts wurde bei der Berechnung der nFKWe-Werte der Böden in Tabelle 6 auf der Grundlage der Arbeiten von David & Schneider (2009) aus dem BMBF-REFINA-Projekt eingerechnet.

Vereinzelte urbane Böden weisen aber auch hervorragende Wasserspeichereigenschaften auf. So zeigt z.B. das Profil U5, eine Mischung aus Klärschlamm, Lößlehm und feiner Berge (Foto 2), mit einer nFKWe von 396 mm und einer Sickerwasserrate von nur  $160 \text{ mm a}^{-1}$  ein noch um fast 40 mm höheres Wasserrückhaltevermögen als die Parabraunerde aus Schluff (Profil N1).

Auch Kastler (2006) fasst für unterschiedliche Braunkohlenaschen zusammen, dass ausgehend von der durch Schluffsand und Lehmsand dominierten Textur und den geringen TRD nach der KA4 Feldkapazitäten zwischen 28,5 und 37,4 Vol.-% (im Profilmittel) zu erwarten waren. Die gemessenen Werte waren zum Teil doppelt so hoch. Ein Teil des Wassers ist in Kohlepartikeln gespeichert. Röntgenamorphe Partikel mit ihren großen inneren und äußeren Oberflächen spielen vermutlich aber ebenso eine Rolle. Die mittleren nFKWe-Werte der Braunkohlenaschen sind mit 231 mm als mittel bis hoch zu bezeichnen, variieren aber einzeln betrachtet enorm zwischen  $22 \text{ l m}^{-3}$  und  $409 \text{ l m}^{-3}$ .

Auch dem Humus kommt eine hohe Wasserspeicherkapazität zu. So zeigen die Kultsole in der Tabelle X mit 152 bis 217 mm eine als hoch zu bezeichnende nFKWe, obwohl 3 von diesen 4 Böden eine sanddominierte Bodenart aufweisen. Auch das GLA (2000) weist darauf hin, dass das Aufnahmevermögen für Wasser der mächtigen humosen Oberböden im Oberhausener Brückentorviertel mittlere bis hohe Werte aufweist, wohingegen die oft sandigen Unterböden nur geringe Speicherkapazitäten haben.

### **Durchwurzelungstiefen**

Nur Wasser aus dem durchwurzelbaren Raum kann von den Pflanzen aufgenommen und verdunstet werden und dadurch die Sickerwasserbildung reduzieren. Die Durchwurzelungstiefen sind in urbanen Böden häufiger eingeschränkt. Eckige Kornformen sind für Bruchsande aus Schlacken, für Berge und Aschen typisch. Der dadurch erhöhte Schwerwiderstand erschwert die Durchwurzelung. Einmischung von Humus setzt den Schwerwiderstand wieder herab (Bädjer 2000). Auch Kastler (2006) fand in feinen Braunkohlenaschen die Durchwurzelungstiefen häufig eingeschränkt und führt das auf Verkitzung und z.T. auch extrem basische pH-Werte zurück.

Humus im Unterboden kann durch reduzierende Verhältnisse ebenfalls wie eine Wurzelsperre wirken (Höke et al. 2009).

Einige Merkmale urbaner Böden können mittlerweile auch bei der Ableitung der effektiven Durchwurzelungstiefen berücksichtigt werden (vgl. Höke et al. 2009). Das ist bei den Berechnungen der Werte in Tabelle 6 erfolgt.

### **Kapillarer Aufstieg**

Die kapillar nachlieferbare Wassermenge kann in urbanen Böden durch Schichtung bzw. Verdichtung der Böden eingeschränkt sein, darauf deuten Untersuchungen von Wechselbeziehungen zwischen Pflanzengesellschaften und urbanen Bodeneigenschaften hin (Jeschke et al. 2008). Systematische Untersuchungen hierzu fehlen noch.

### **Infiltration**

Das Wissen über die Wasserdurchlässigkeit urbaner Böden ist immer noch gering. Es lässt sich jedoch aussagen, dass flächenmäßig gesehen viele Böden hohe Infiltrationsleistungen aufweisen.

### **Gesättigte Wasserleitfähigkeiten**

So zeigten 381 Hamburger Infiltrationsmessungen (Doppelringinfiltrometer, DIN 19682, Blatt 7 an 170 Standorten), dass überwiegend hohe bis extrem hohe ( $= 40$  bis  $\geq 300 \text{ cm d}^{-1}$ ) Infiltrationsraten vorgefunden wurden (Wolff 1993). Die Infiltrationskapazität lag dabei im Mittel bei den gemessenen Werten 350 % über den tabellarisch abgeleiteten Werten (Hochfeld 2004). Diese Tabellen wurden für naturnahe Böden entwickelt. Die Arbeit an einer Erweiterung dieser Tabellen für urbane Böden hat begonnen (vgl. Höke et al. 2009, David & Schneider 2009).

Auch die Infiltrationsraten der Böden im Brückentorviertel in Oberhausen sind als sehr hoch ( $100$  bis  $< 300 \text{ cm d}^{-1}$ ) einzuordnen und übersteigen die dortigen, ebenfalls bereits sehr hohen Werte der naturnahen Böden noch. Auf dem hohen Niveau bestehen jedoch auf kleinste Entfernung sehr hohe Unterschiede. Nur in wenigen Ausnahmen treten mittlere bis geringe Infiltrationsraten auf (GLA 2000).

Ebenso fanden Horn & Taubner (1997) bei der Untersuchung der Porensysteme anthropogener Substrate, dass in fast allen Horizonten die weiten Grobporen die engen dominierten, so dass die Durchlüftung und die gesättigten Wasserleitfähigkeiten hoch waren. Hohe Feinporengehalte fanden sich nur in Horizonten mit viel organischer Substanz und in ton- und schluffreichen Horizonten. Der Anteil der Feldkapazität war gering, variierte aber vor allem in Abhängigkeit der Feinbodenzusammensetzung und davon, ob das Substrat porös war.

Als Ursachen für die hohen  $k_f$ -Werte werden meist die hohen Skelettgehalte angegeben, die z.T. sperrig gelagert ein schnelles Versickern begünstigen (GLA 2000; Bädjer 2000; Lehmann et al. 2006; David & Schneider 2009). Auch die Regenwurmdurchporung in schwach mit Bauschutt angereicherten und dadurch oft leicht alkalischen Sand- und Schluffböden ist oft hoch. Regenwurmgänge bilden präferenzielle Fließpfade. In mehr grusigen Substraten mit Aschen und Berge traten keine Regenwurmgänge auf (Bädjer 2000). Technologene Substrate sind teilweise auch schlecht wasserbenetzbar. Dadurch kann ein beschleunigtes Durchbrechen von Niederschlägen begünstigt werden (Bädjer 2000). Bezüglich des Problemfeldes Makroporenfluss gehen Schrapps et al. (2000) jedoch davon aus, dass Bodenaufschüttungen die Porenkontinuität stören und damit präferenzielle Fließpfade selten sind.

### **Ungesättigte Wasserleitfähigkeiten**

Die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten liefern auch Aussagen über das tatsächliche Wassernachlieferungsvermögen der Böden für die Pflanzen, unter Berücksichtigung der Größenverhältnisse, Tortuosität (Grad der Gewundenheit der Transportwege in den Poren poröser Materialien) und Konnektivität der Poren (Kastler 2006).

Bädjer (2000) fand geringe ungesättigte Wasserleitfähigkeiten in den urbanen Böden aufgrund des hohen Anteils an weiten Grobporen und des geringen Anteils an Fein- und Mittelporen und führt an, dass dies durch bestehende Porendiskontinuitäten zwischen Skelett- und Feinerde vermutlich noch verstärkt wird.

Auch Kastler (2006) fand geringe ungesättigte Wasserleitfähigkeiten in den Braunkohlenaschen. Im Vergleich liegen die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten in einem Braunerde-Tschernosem bei einem Entwässerungsgrad von 200 hPa um mehr als eine Zehnerpotenz höher. Kastler sieht die ungesättigten Wasserleitfähigkeiten durch die ausbringungsbedingten Schichtungen und die pedogenetischen Prozesse beeinflusst.

Es treten aber auch häufiger Stauhorizonte in den urbanen Böden auf (z.B. Profil U8, Tabelle 4). Diese sind jedoch nur selten wirklich großflächig anzutreffen. Zum Verhalten solcher Systeme besteht noch Forschungsbedarf.

Naturnahe Böden besitzen, sofern sie nicht vom Menschen durch zu schweres Auflasten zerstört wurden, ein horizont- und schichtübergreifendes Bioporensystem, das sich über Jahrhunderte gebildet hat. Dieses biogene Porensystem fehlt in jungen Böden noch.

**Fazit:** Im Mittel zeigen die urbanen Böden in der ELR rund 30 % höhere mittlere jährliche Sickerwasserraten als die naturnahen Böden, während die Verdunstungsleistung eingeschränkt ist. Unter Ansatz eines gewichteten Mittelwertes für die naturnahen Böden in Abhängigkeit der Flächenanteile nach der BK50 sind es sogar 50 % höhere Sickerwasserraten. Dieses mit dem TUB-BGR-Modell berechnete Ergebnis deckt sich mit dem Stand des Wissens.

### 4.4 Quantifizierung von Auswirkungen der möglichen Veränderungen der Bodeneigenschaften

Im Folgenden wird mit Beispielrechnungen an ausgewählten Böden gezeigt, wie sich die in Kap. 4.1.1 beschriebenen möglichen/wahrscheinlichen Veränderungen der Bodeneigenschaften aufgrund des Klimawandels auf die Sickerwasserraten auswirken.

Eine Zusammenfassung der Ergebnisse der Beispielrechnungen zeigt Tabelle 10.

Die Beispiele 1 bis 7 zeigen mögliche Veränderungen der Sickerwasserraten durch Modifikationen der Bodenmerkmale in naturnahen Böden (Beispiele 1 bis 3) und in den Kultosolen und urbanen Böden (Beispiele 4 bis 7). Auswahlkriterium für die naturnahen Böden war deren Häufigkeit im Emschereinzugsgebiet. Für die urbanen Böden können keine Flächenanteile angegeben werden. Die Beispiele zeigen aber Böden, wie sie in ähnlicher Ausprägung häufiger auftreten werden.

#### Beispiel 1 – Sickerwasserrate: Tonverlagerung und Humusabnahme

**Auswahlkriterium:** Parabraunerden sind Böden, in denen Tonverlagerung erfolgt ist. Parabraunerden sind mit einem Flächenanteil von 22 % der am weitesten verbreitete Bodentyp im Einzugsgebiet der Emscher.

**Profil N1:** Geköpfte Parabraunerde im Oberboden, leicht mit Bauschutt angereichert.

Durch die Klimaveränderung wird nach der Entkalkung des Oberbodens eine erhöhte/erneute Tonverlagerung angenommen. Dabei werden in den oberen 40 cm Tonminerale mobilisiert und dann vor allem in Schrumpfrissen in den Bereich von 40 bis 100 cm eingelagert. Tabelle 7 zeigt die heutigen und die durch die Tonverlagerung angenommenen Veränderungen im Bodenprofil. Es wurden bei den Berechnungen rund 40 kg Ton m<sup>2</sup> verlagert. Dies sowie die weiteren Annahmen entsprechen den typischen Ausprägungen von Parabraunerden in Mitteleuropa (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Durch die Tonverlagerung lässt sich eine Sickerwasserraterhöhung in der Parabraunerde von 12 mm (= + 6 %) im langjährigen jährlichen Mittel berechnen. Dies ist bedingt durch die geringere nutzbare Feldkapazität des Toneinlagerungshorizontes (höhere Dichte + höherer Tonanteil). Unter zusätzlicher Annahme von einem Humusverlust um jeweils eine Stufe würde die Sickerwasserrate um 0,5 % auf 212 mm (= 6,5 %) steigen.

Anzunehmen ist, dass durch die Einlagerungsverdichtung im Unterboden der Zwischenabfluss auf geneigten Flächen zunimmt. Dadurch kann die Grundwasserneubildungsrate wieder abnehmen.

Tiefe [cm]	Bodenart rezent	TRD rezent	Bodenart zukünftig	TRD zukünftig
17	Ut3	pt1	Ut2	pt1
25	Ut4	pt1	Ut2	pt1
40	Ut4	pt3	Ut2	pt2
50	Ut4	pt3	Tu4	pt4
70	Ut3	pt3	Ut4	pt4
100	Ut3	pt3	Ut4	pt4
110	Ut3	pt4	Ut3	pt4
150	Ut3	pt4	Ut3	pt4
180	Ut3	pt4	Ut3	pt4
Sickerwasserrate* [mm a <sup>-1</sup> ]	199		211	

\* TUB\_BGR-Modell, Grünland, Klimadaten Bocholt

Tab. 7: Heutige und zukünftig angenommene Bodenarten und Trockenrohdichtenverteilungen einer Parabraunerde

### Beispiel 2 – Sickerwasserrate: Größere Grundwasserschwankungsamplitude – Horizont-aufbau

**Auswahlkriterium:** (Ehemalige) Gleye stellen mit fast 16 % Flächenanteil den zweithäufigsten Bodentyp im Einzugsgebiet der Emscher.

**Profil N2:** Gley, sehr stark humos, schluffig, in Aue.

Durch die zukünftig anzunehmenden trockeneren Sommer und feuchteren Winter wird eine größere Grundwasserschwankungsamplitude vermutet. Für die Beispielrechnung wird der Grundwassertiefstand im Sommer in dem Profil von heute 65 cm auf eine Tiefe von 75 cm verlegt, da die Sommer trockener werden.

Das bedeutet für diesen Gley, dass die effektive Durchwurzelungstiefe ( $W_e$ ) und damit auch die  $nFKW_e$  steigen. Damit nimmt die Sickerwasserrate um - 9 % von 187 auf 170 mm a<sup>-1</sup> ab.

Werden die Humusgehalte zusätzlich um eine Stufe reduziert, unter der Annahme, dass durch den tieferen Grundwasserstand im Sommer der Abbau verstärkt abläuft, steigt die Sickerwasserrate wieder leicht an auf 172 mm a<sup>-1</sup>, bei einer Reduzierung um zwei Stufen dann auf 180 mm a<sup>-1</sup>.

### Beispiel 3 - Sickerwasserrate: Verminderter Humusabbau in Staunäseböden und Gefügeveränderungen

**Auswahlkriterium:** Pseudogleye nehmen rund 9 % Flächenanteil im Einzugsgebiet der Emscher ein (dritthäufigster Bodentyp).

In den Pseudogleyen (**Profile N5-N7**) ist durch Verwitterung keine messbare Veränderung der Bodenarten in den betrachteten Zeiträumen zu erwarten. Tonverlagerung findet in dem stark sauren pH-Milieu dieser Beispielböden nicht mehr statt. Eine Verstärkung des sehr schwachen Podsolierungsprozesses ist ebenfalls nicht anzunehmen.

**Profil N5:** Pseudogley aus periglaziären Sand und Lehm über Grundmoräne und tertiärzeitlichem Lehm.

Das Wasser steht in diesem Boden bereits heute zeitweise bis zur Oberfläche an. Wird das Winterhalbjahr noch feuchter, verlängert sich die Vernässungsphase vermutlich. Das führt zu einem verminderten Humusabbau. Im Sommer wird der Abbau der organischen Substanz durch die Trockenheit vermutlich stärker als bisher eingeschränkt. Trockenrisse werden, bedingt durch die sandige Bodenart, in diesem Profil nicht auftreten.

Daher wird insgesamt angenommen, dass die organische ‚Auflage‘ bzw. der bestehende Aa mächtiger ausgeprägt wird. Berechnet wird, dass sich die organische Auflage in diesem Boden von 3 auf 6 cm verdoppelt und sich der Aa von 6 auf 10 cm vergrößert. Dadurch reduziert sich die langjährige Sickerwasserrate um - 3,3 % von  $274 \text{ mm a}^{-1}$  auf  $265 \text{ mm a}^{-1}$ .

**Profil N6:** Pseudogley aus flachen periglaziärem Sand & Schluff über tertiärem tonigen Substraten.

Wie bei Profil N5 wird auch hier angenommen, dass sich der Humusabbau insgesamt gesehen vermindert. In diesem tonigen Pseudogley ist zudem eine deutliche Ausprägung von Schrumpfrissen in den trockenen Sommern wahrscheinlich. Bei Zweischichtböden wie dem hier vorliegenden Profil ist anzunehmen, dass humoses und gröberes Oberbodenmaterial in die Risse fällt, eingespült oder eingeweht wird.

In der Beispielrechnung werden daher die Humusgehalte im Profil um eine Stufe hochgesetzt und die organische Auflage von 2 auf 4 cm verdoppelt. Dadurch sinkt die Sickerwasserrate von  $280 \text{ mm a}^{-1}$  auf  $273 \text{ mm a}^{-1}$  ab (- 2,5 %). Wird zusätzlich die 15 cm-Auflage des tonärmeren Substrates mit den unteren tonreicheren Bodenbereichen vermischt – durch intensives Quellen und Schrumpfen – errechnet sich eine Sickerwasserrate von  $275 \text{ mm a}^{-1}$ .

Schrumpfrisse laufen bei Niederschlägen schnell voll Wasser, danach kann verstärkter Oberflächenabfluss stattfinden. Das reduziert die Sickerwasserbildung. Schrumpft der Boden stark, reißen die feinen Wurzeln ab. Das verursacht Schäden an Pflanzen und senkt die Transpiration. Dies erhöht die Sickerwasserraten. Beide Effekte sind aber nicht mit dem Modell erfassbar.

**Profil N7:** Pseudogley aus schluffigen Substraten.

Die Sw-Horizontgrenze in diesem Profil wird aufgrund höherer Niederschläge evt. im Winter etwas höher im Profil liegen. Da es sich aber wahrscheinlich um eine stark durch Haftnässe bedingte Pseudovergleyung handelt, muss sich der Sw-Horizont nicht nach oben ausdehnen. Durch die hohe nFKWe ist dieser Pseudogley längst nicht so stark austrocknungsgefährdet wie die Böden N5 und N6. Schrumpfrisse werden, wenn überhaupt, nicht häufig und nicht tief auftreten.

Der Boden ist mit 9 % Humus für die Sickerwasserberechnungen gerade in Klasse h5 (8 bis 15 % Humus) eingestuft. Die Sickerwasserratenbildung von  $217 \text{ mm a}^{-1}$  in diesem Boden wird sich durch die klimabedingten Bodenmerkmalsmodifizierungen vermutlich nicht messbar verändern.

### Beispiel 4 – Sickerwasserrate: Humusabbau und Tonverlagerung in Hortisolen

**Profil K1:** Regosol aus Hortisol über relikter Gley-Braunerde (s. Foto 3).

Durch Verwitterung oder Verlagerung sind keine messbaren Veränderungen der Bodenart in den betrachteten Zeiträumen zu erwarten. Anzunehmen ist aber ein deutlicher Humusabbau. Hortisole haben über längere Zeiträume eine massive Zufuhr organischer Substanzen erhalten. Der sich daraus gebildete Humus hat sich im Boden angereichert, steht aber ohne weitere gärtnerische Zufuhr nicht im Gleichgewicht mit der Umgebung.



Foto 3: Profil K2 – Hortisol über reliktem Gley (Foto © Burghardt)

Durch die steigenden Temperaturen und eine daraus abzuleitende längere mikrobielle Aktivität im Jahr sowie die in der Regel hohen nFKWe-Werte dieser Böden, die eine schnelle Austrocknung verhindern, wird es vermutlich zu einem zügigen Humusabbau kommen. Die angereicherte org. Substanz wird sich voraussichtlich aber nicht komplett abbauen. In den Eschböden verbleibt rund 1 % an stabiler org. Substanz, auch nach Hunderten von Jahren (Springer 2001). Ähnliches ist für die Hortisole zu erwarten. Rezente Ah-Horizonte unter Wald haben im Mittel nur Mächtigkeiten von ca. 10 cm und unter Grünland von ca. 15 cm. Tabelle 8 zeigt die heutigen sowie zwei angenommene zukünftige Varianten der Humusgehalte in dem Hortisol und die daraus resultierenden Sickerwasserraten.

Tiefe [cm]	Horizont	Humusstufe		
		rezent	zukünftig 1	zukünftig 2
2	rRAh	h4	h4	h4
5	rRAh	h4	h4	h4
10	rRAh	h4	h4	h4
20	rRAh	h4	h2	h1
40	rRAh	h4	h2	h1
45	rRAh2	h4	h2	h1
55	Bv	h3	h2	h1
70	IIbV	h2	h2	h1
90	IIcV-Bv	h1	h1	h1
120	IIrGo	h0	h0	h0
Sickerwasserrate [ $\text{mm a}^{-1}$ ]		265	273	278

Tab. 8: Heutige und vermutete zukünftige Humusstufen und daraus resultierende Sickerwasserraten in einem relikten Hortisol

Demnach steigt die Sickerwasserrate durch den maximalen Humusabbau in Variante 2 um + 4,9 %. Wird zusätzlich die Trockenraumdichte in der Variante „zukünftig 2“ in den Horizonten von 10 cm bis 45 cm um eine Stufe erhöht, dann errechnet sich eine um rund + 9 % im Vergleich zum heutigen Zustand erhöhte Sickerwasserrate von 288 mm a<sup>-1</sup>.

**Profil K2:** Regosol aus Hortisol über reliktem Gley (Essen).

Neben einem Humusabbau ist in diesem Profil zusätzlich eine Tonverlagerung wahrscheinlich und hat auch früher bereits stattgefunden.

Unter Annahme einer Absenkung der Humusstufe um 1 in den oberen 15 cm, von h1 ab 15 cm und einer Tonverlagerung mit Einlagerungsverdichtung wie im Beispiel 1 steigt die Sickerwasserrate dieses Profils von heute 217 mm a<sup>-1</sup> auf 231 mm a<sup>-1</sup> an (+ 6,5 %)

### Beispiel 5: Verwitterungsprozesse in skelettreichen jungen Böden



Foto 4: Regosol aus Steinkohlenberge ähnlich Profil U2 (Foto © Höke)

**Profile U1 und U2:** Regosole aus Steinkohlenberge.

In den Regosolen aus Steinkohlenberge sind in den betrachteten Zeiträumen Veränderungen der Korngrößenzusammensetzung zu erwarten.

Es liegen hohe Skelettanteile vor. Das Skelett wird durch Temperatur- und Salzsprengung, Quellung und Schrumpfung und die Wurzelsprengung weiter zerkleinert werden.

Steinkohlenberge besteht überwiegend aus Mischungen karbonischer Sand-, Ton- und Schluffschiefer mit Resten der Kohle. Der Feinboden variiert in den Literaturangaben in einem breiten Spektrum zwischen Su2 und Lts. Es liegen tonmineralreiche Partikel nahezu noch unverwittert auch in Sand- und Schluffkorngrößen vor (Höke et al. 2009). Es ist anzunehmen, dass physiko-chemische Prozesse (Sprengung durch Aufweitung von inneren Oberflächen durch Wassereinlagerung) eine zügige Verwitterung auch in der Feinbodenfraktion bedingen.

Es ist aber nicht eindeutig auszusagen, ob die physiko-chemische Verwitterung der Steinkohlenberge durch den Klimawandel in den kurzen Betrachtungszeiträumen zusätzlich messbar beschleunigt wird.

Zunehmende Feuchte und Temperaturen lassen eine Beschleunigung annehmen, verminderte Frosttage reduzieren die Verwitterungsgeschwindigkeit aber wieder. Längere Trockenperioden können Quellung und Schrumpfung in größeren Tiefen bewirken und die Salzsprengung forcieren. Junges Bergematerial enthält in der Regel hohe Salzgehalte. Abgeleitet aus dem BMBF REFINA-Projekt (David & Schneider 2009) ist in den Berechnungen der Steinkohlenberge in der Skelettfraction eine nFK von 7 Vol.-% zugeordnet worden. Unter der Annahme, dass die Skelettgehalte um 10 % in jedem Horizont abnehmen, errechnet sich eine um - 3,8 % reduzierte Sickerwasserrate von 303 mm a<sup>-1</sup> (heute 315 mm a<sup>-1</sup>). Wird zusätzlich die Feinbodenart wie in Tabelle 9 angesetzt feiner, sowohl in Richtung der Ton- wie auch Schlufffraktion, ändert sich die Sickerwasserrate nicht.

Nimmt nur der Skelettgehalt um 50 % im Profil ab und verändert sich die Feinbodenzusammensetzung nicht, errechnet sich eine Sickerwasserrate von 296 mm a<sup>-1</sup> (- 6%) und bei 0 % Skelett von 277 mm a<sup>-1</sup>. Würde das Profil zu 100 % aus Steinkohlenbergeskelett bestehen, läge die berechnete Sickerwasserrate bei 351 mm a<sup>-1</sup>.

Tiefe [cm]	Horizont	Bodenart	Skelettgehalt [%]	Bodenart	Skelettgehalt [%]
		rezent	rezent	zukünftig	zukünftig
10	jAh-jilCv	Ls4	15	Lt2	5
20	jilCv	Sl4	20	Ls2	10
30	jilCv2	Sl2	22	Sl3	12
40	jilCv3	Sl3	35	Slu	25
50	jilCv4	Sl2	36	Sl3	26
60	jilCv5	Su3	46	Slu	36
70	jilCv6	Su2	69	Su3	59
80	jilCv7	Ss	68	Sl2	58
90	jilCv8	Su2	69	Su3	59
100	jilCv9	Su2	70	Su3	60

Tab. 9: Heutige und vermutete zukünftig Bodenarten und Skelettgehalte in einem Regosol aus Steinkohlenberge

**Profil U3:** Pararendzina aus Bauschutt mit Lößlehmabdeckung.

Wie bei der Steinkohlenberge wird auch das Bauschuttskelett durch Temperatur- und Salzsprengung, Quellung und Schrumpfung und die Wurzelsprengung weiter zerkleinert werden.

Bauschutt besteht i.d.R. aus einer Mischung aus Zement, Mörtel, Beton, Kalksandstein, Ziegelbruchstücken und Gips. Hinzu kommen je nach Alter und Herkunft oft noch Holz, Glas, Kabel, Eisenträger usw. In diesem Stoffgemisch laufen zahlreiche chemische Verwitterungsprozesse ab. Hier besteht noch ein erhebliches Forschungsdefizit. Das Stoffungleichgewicht in diesen Gemischen lässt aber schnelle Prozessabläufe erwarten, die vermutlich durch die höheren Temperaturen und feuchteren Bedingungen des Klimawandels noch etwas beschleunigt werden.

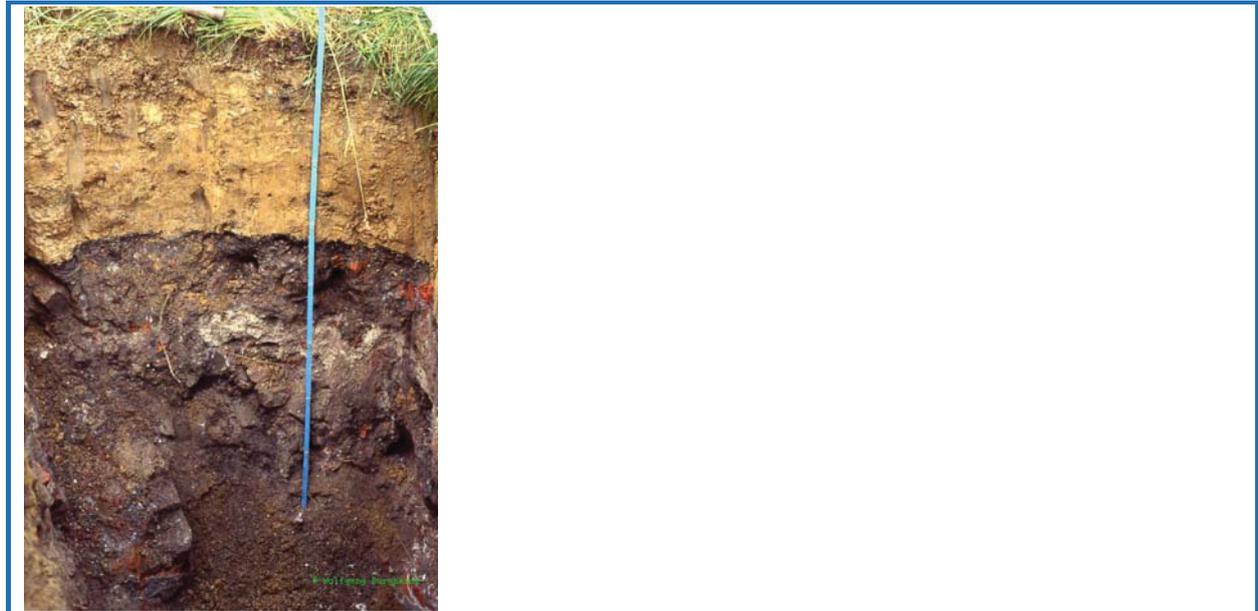


Foto 5: Profil U3 – Pararendzina aus Bauschutt mit Lösslehmabdeckung (Foto © Burghardt)

Es sind, je nach Stoffbestand, sowohl Kornverkleinerungen und Mineralneubildungen als auch Kornvergrößerungen durch Partikelverfaltungen wahrscheinlich.

Die Bodenartenzusammensetzung der Lösslehmabdeckung dieser Pararendzina wird sich voraussichtlich durch klimawandelbedingte Verwitterungsprozesse nicht messbar verändern.

Durch Reduktion des Skelettanteils um 10 % je Horizont sinkt die Sickerwasserrate von heute  $261 \text{ mm a}^{-1}$  auf  $238 \text{ mm a}^{-1}$  (- 8,8 %) und unter Annahme einer Reduktion des Skelettes um 50 % auf  $192 \text{ mm a}^{-1}$  (- 26,4 %). Die Feinbodenart im Bauschutthorizont ist, vermutlich bedingt durch Lösslehm-einmischung oder aber verwitterte Lehmziegel, mit Uls angegeben. Es ist anzunehmen, dass der Feinboden durch die Bauschuttverwitterung vor allem sandiger wird. Hierzu besteht aber noch Forschungsbedarf. Unter dem Ansatz einer zukünftigen Feinbodenart von Ls4 und einer Skelettreduktion um 50 % errechnet sich eine Sickerwasserrate von  $206 \text{ mm a}^{-1}$  (- 21 %).

#### Beispiel 6 – Sickerwasserrate: Gefügebildung und Humusabbau sowie Humusaufbau

**Profil U6:** Reduktosol-Pseudogley aus Schluff über Hausmüll.

Die nFKWe ist sehr gering, bedingt durch die verdichtete Lage mitteltonigen Schluffs, der als Abdeckung auf den Müll aufgebracht wurde. Durch die Abdeckung kommt es zum Wasserstau und das Profil ist nicht tief durchwurzelbar. In den oberen 22 cm ist die Abdeckung locker gelagert und gut durchwurzelt.

Das Wasser steht in diesem Boden heute zeitweise bis 10 cm unter die Oberfläche an und wird vermutlich lateral abfließen. Gerade in den oft kleinräumiger auftretenden Stauwasserhorizonten im urbanen Raum ist anzunehmen, dass das Wasser lateral in benachbarte Böden abfließt und dort dann höhere Sickerwasserraten verursacht.



Foto 6: Profil U6 – Reduktosol –Pseudogley aus Lu über Hausmüll (© Burghardt)

Wird das Winterhalbjahr noch feuchter, bedeutet dies vermutlich einen verminderten Humusabbau. Im Sommer wird der Abbau der organischen Substanz durch die stärkere Trockenheit dann wahrscheinlich stärker als bisher eingeschränkt. Es werden dann wohl etwas häufiger und etwas größere/tiefere Schrumpfrisse auftreten als bisher. Es bildet sich verstärkt ein Gefüge in der Abdeckung. Dies belüftet dann den Müllkörper, und zu Beginn der Niederschläge fließt das Wasser durch die Schrumpfrisse direkt in den Müllkörper ein. Das bedeutet, dass es im tieferen Bodenprofilteil zu einem stärkeren Abbau von org. Substanzen kommen kann. Im Modell verändert sich die Sickerwasserrate dadurch aber nicht, da die Gefügebildung nicht abgebildet wird. In der Realität erhöht sie sich aber dadurch.

### Beispiel 7 – Sickerwasserrate: Carbonatisierung

**Profil U7:** Syrosem aus Eisenhüttenschlacke (s. Foto 7).

Carbonatisierung (s.o.) ist in diesem Syrosem aus Eisenhüttenschlacke erfolgt. Nach dem für naturnahe Böden entwickelten TUB\_BGR-Modell errechnet sich eine Sickerwasserrate von  $396 \text{ mm a}^{-1}$ . Tatsächlich fließt im konkreten Beispiel der größte Niederschlagsanteil oberflächlich ab und versickert im Bahndammfußbereich.

Ob die Verkittungen die Sickerwasserbildung behindern, hängt davon ab, ob und wie viele Risse auftreten und wie die räumliche Ausdehnung und Morphologie der carbonatisierten Ablagerung aussieht. Die Durchwurzelungsmöglichkeiten sind auf jeden Fall stark eingeschränkt. Das vorliegende Profil muss erst entkalken, bevor wieder durchwurzelbarer Raum entsteht, aus dem das Wasser dann durch Evapotranspiration dem Abfluss oder der Versickerung entzogen wird.

Die Entkalkung wird Jahrhunderte in Anspruch nehmen. Der Klimawandel wird möglicherweise die Carbonatauswaschung verlangsamen, da in wärmerem Wasser weniger  $\text{CO}_2$  gelöst vorliegen kann und dadurch weniger wasserlösliches  $\text{CaH}_2(\text{CO}_3)_2$  entsteht.



Foto 7: Profil U7 Syrosem aus Eisenhüttenschlacke, LSP-Duisburg Nord (Foto © Höke)

### Fazit / Zusammenfassung der Berechnungsergebnisse

In Tabelle 10 sind die Ergebnisse der Klimasensitivitätsanalyse der die Sickerwasserrate beeinflussenden Bodenmerkmale zusammengefasst.

Der Humusabbau oder -aufbau durch die Klimaveränderungen hat nur einen relativ geringen Einfluss auf die Sickerwasserraten der meisten Böden im Einzugsgebiet der Emscher. Für Hortisole mit einer sandigen Textur aber kann der Humusabbau zu einer um 9 % erhöhten Sickerwasserrate führen.

Die Tonverlagerung und damit zusammenhängende Einlagerungsverdichtungen führen zu einer deutlichen Sickerwasserraterhöhung, die im Fallbeispiel der gekappten Parabraunerde bei 6 % liegt.

Die größeren Grundwasserschwankungen führen im Fall des betrachteten Gleys zu einer Abnahme der Sickerwasserrate, da sich der effektive Durchwurzelungsraum vergrößert. Sollten die Grundwasserstände an anderen Standorten im Sommer aber so tief fallen, dass ein bisher möglicher kapillarer Wasseraufstieg dann abreißt, könnte die Grundwasserneubildung dadurch zunehmen.

Schrumpft der Boden stark, reißen die feinen Wurzeln ab. Das verursacht Schäden an Pflanzen und senkt die Transpiration. Das erhöht die Sickerwasserraten, ist aber nur schwer quantifizierbar.

Die Sickerwasserraten der skelettreichen urbanen Berge, Bauschutt, Asche und Schlackeböden werden im Lauf der Jahrhunderte abnehmen. Unter Ansatz einer 10 %igen Skelettreduktion pro Horizont errechnen sich zwischen 3,8 % und 8,8 % geringere Sickerwasserraten als heute. Reduziert sich das Skelett in den Hauptdurchwurzelungshorizonten um 50 %, errechnen sich für die Beispielprofile zwischen 6 und 26 % geringere Sickerwasserraten. Vermutlich beschleunigt der Klimawandel diese Prozesse leicht. Die tatsächlichen Zeiträume, in denen diese Prozesse ablaufen werden, sind aber noch unklar.

Somit lässt sich zusammenfassen, dass bedingt durch den Klimawandel Humusabbau, Tonverlagerung und Schrumpfrisse sowie teilweise größere Grundwasseramplituden die Sickerwasserratenbildung wahrscheinlich erhöhen werden. Die gerade in urbanen Böden durch den Klimawandel leicht erhöhten Verwitterungsgeschwindigkeiten und auch die zu vermutenden verstärkten Humusakkumulationen in einigen Bodentypen führen wiederum zu einer geringeren Grundwasserneubildung.

Merkmal	Veränderung	Veränderungsgeschwindigkeiten	Sickerwasserrate in Beispielböden nimmt	
			zu	ab
konstant				
<b>A) Korngrößenzusammensetzung</b>				
	unwahrscheinlich durch Umwandlungsprozesse (Verwitterung) in feinen und naturnahen Böden			X
	sehr wahrscheinlich durch Umwandlungsprozesse in groben und jungen Böden hin zu feineren Partikeln	Jahrzehnte bis Jahrtausende	X	(-3,8 bis -8,8 %) <sup>1)</sup>
	wahrscheinlich durch Verlagerungsprozesse (Umverteilung von oben nach unten) für die Tonfraktion in einigen Böden	Jahrzehnte bis Jahrhunderte	X	(+ 6%)
<b>B) Trockenraumdichte</b>				
	der anthropogene Einfluss ist so erheblich, dass lockernde oder verdichtende Prozesse durch den Klimawandel bedeutungslos sind	Sekunden bis Jahrtausende		
<b>C) Humusgehalt</b>				
	wahrscheinlich, Humusabbau oder Humusanreicherung möglich, in starker Abhängigkeit auch vom Ausgangsboden	Jahrzehnte	X	(+ 4,9 bis +9 %) X (-2,5 bis -3,3 %)
<b>D) Gefüge</b>				
	wahrscheinlich in feinkörnigen Böden, in starker Abhängigkeit vom Ausgangsboden	Sekunden bis Jahrtausende	X	X
<b>E) Horizontaufbau (Schichtung)</b>				
	unwahrscheinlich, höhere biologische Aktivität (=Durchmischung) versus längere sommerliche Trockenzeiten	Jahre bis Jahrtausende		X
<b>F) Grundwasserstandsdaten / alternativ Tiefenlage Gr</b>				
	wahrscheinlich, durch höhere Grundwasserschwankungsamplituden	Wochen bis Jahre		X <sup>2)</sup> (- 9%)

1) Der Prozess würde auch ohne den Klimawandel erfolgen, nur etwas langsamer (maximal konnte eine Abnahme von 26 % berechnet werden. Dafür sind aber wohl mehrere Jahrhunderte Verwitterungszeit notwendig.

2) Grundwasserbildung im Gebiet kann zunehmen!

Tab. 10: Klimasensitivität der die Sickerwasserraten beeinflussenden Bodenmerkmale

## 4.5 Übertragung auf das Emschergebiet

Bei der Übertragung der Ergebnisse der vorangehend beschriebenen Beispielrechnungen auf das Einzugsgebiet der Emscher ist die Flächenverteilung der Böden zu berücksichtigen.

Aus der BK50 lässt sich ein anthropogener Bodenanteil von lediglich 10 % der Einzugsgebietsfläche ableiten. Die Analyse vorhandener Stadtbodenkartierungen aus dem Untersuchungsraum und anderen Städten Deutschlands zeigte, dass der Anteil urbaner Böden wohl mindestens 40 % dieser Fläche einnimmt (vgl. Kap. 3.1.2). Da das Einzugsgebiet der Emscher die Kernzone der Ruhrgebietsschwerindustrie repräsentiert, könnten die Anteile urbaner Böden aber auch noch höher liegen.

Tabelle 11 zeigt, wie sich die Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher mit zunehmenden Anteilen an urbanen Böden verändert. In die Berechnungen sind die Sickerwasserraten der naturnahen Böden in Abhängigkeit ihres prozentualen Auftretens im Einzugsgebiet der Emscher eingeflossen (vgl. Tabelle 3). Für die urbanen Böden wurde ein Mittelwert aus den Beispielprofilen berechnet angesetzt. Die Schwankungsbreite der urbanen Beispielböden ist mit Sickerwasserraten von 160 bis 396 mm a<sup>-1</sup> hoch (vgl. Tabelle 6). Die tatsächliche räumliche Ausdehnung der Bodentypen kann aus den wenigen vorliegenden Stadtbodenkartierungen nicht abgeleitet werden.

		Szenario BK50	Wahrscheinlich im Einzugsgebiet der Emscher	Möglich in Teileinzugsgebieten der Emscher
Flächenanteil Naturnahe Böden*	[%]	90	60	30
Flächenanteil Urbane Böden**	[%]	10	40	70
TUB_BGR Sickerwasserrate <sup>#</sup>	[mm a <sup>-1</sup> ]	235	260	285
Grundwasserneubildung pro km <sup>2</sup>	[m <sup>3</sup> ]	235.000 (= 0)	252.000 (+10,6%)	285.000 (+21%)

<sup>#</sup> Klimadaten Station Bocholt 1961-1990)

\*Gewichtete Mittelwerte in Abhängigkeit der Flächenanteile (vgl. Tabelle 3.1)

\*\* Ein Mittelwert für die urbanen Böden Zusammensetzung (vgl. Tabelle 4.2)

**Tab. 11: Mittlere jährliche Sickerwasserraten und Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher bei unterschiedlichen Anteilen urban überprägter Böden**

Tabelle 11 zeigt, dass sich eine rund 14 % höhere Grundwasserneubildung errechnen lässt, wenn der Anteil der urbanen Böden im Betrachtungsgebiet statt bei 10 % bei 50 % liegt. Dominieren die urbanen Böden in einem Teileinzugsgebiet, was im Emscherraum nicht unwahrscheinlich ist, kann die Grundwasserneubildung nach diesen groben Abschätzungen auch um 28% höher liegen.

Die möglichen Verschiebungen der Sickerwasserraten durch klimabedingte Veränderungen der Bodeneigenschaften können theoretisch in konkreten Einzugsgebieten eingerechnet werden. Hierzu sollte aber zuvor noch eine größere Anzahl an Beispielböden berechnet werden, und es müssen auch Kenntnisse über die Grundwasserhöhen und das Relief vorliegen.

## **5 Klimabedingte Veränderung des Schadstoffverlagerungs- und Schadstoffabbaupotenzials in Böden und dessen Einfluss auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität (A 3.2.2)**

Nach einer Auswahl von Beispielstoffen und deren Vorstellung werden stofffreisetzungrelevante Bodeneigenschaften vorgestellt und hinsichtlich ihrer Klimasensitivität überprüft.

Mittels einfacher Modelle (ALTEX-1D; LBEG-Verfahren) sowie selbst entwickelter Beispielrechnungen wird exemplarisch die heutige Stofffreisetzung mit der möglichen zukünftigen verglichen. Für die Beispielrechnungen werden typische naturnahe und urbane Böden aus dem Einzugsgebiet der Emscher verwendet (vgl. Kapitel 3.1.1). Nähere Angaben zu den getroffenen Klimaannahmen sind in Kapitel 2 dargestellt

Zum Abschluss wird das Schadstoffverlagerungs- und Schadstoffabbaupotenzial für die Beispielstoffe in den naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher diskutiert.

### **5.1 Wirkung klimabedingt veränderter Bodeneigenschaften auf die Stofffreisetzung (Grundlagen)**

#### **5.1.1 Auswahl der Beispielstoffe und deren Stoffeigenschaften**

Die Freisetzung von Stoffen aus Böden hängt von ihrer Mobilität im Boden ab. Die Mobilität wird bestimmt durch

- a) die spezifischen Eigenschaften der Problemstoffe, wie z.B. Abbaubarkeit und Löslichkeit, und
- b) die standortabhängigen Bodeneigenschaften, wie z.B. pH-Wert und Tongehalt.

Aufgrund der Vielzahl relevanter Stoffe bietet es sich an, die Auswirkungen veränderter Klimabedingungen auf die Stofffreisetzung anhand von Beispielstoffen zu betrachten, die stellvertretend für wichtige Schadstoffgruppen in Böden und Grund- und Oberflächengewässern stehen. Bei der Auswahl werden Stoffe mit besonderer Relevanz – z.B. aufgrund ihrer räumlichen Verbreitung in Böden des ELR oder besonderer Freisetzungseigenschaften – betrachtet (vgl. Tabelle 12).

Auf eine Untersuchung der Wirkung von Klimaänderungen auf die v.a. in ländlich geprägten Gebieten bedeutsamen gewässerrelevanten Nährstoffe Stickstoff und Phosphor wird im vorliegenden Bericht verzichtet. Diese Stoffe und deren Verhalten im System Boden-Grundwasser sind Gegenstand umfangreicher Forschungsaktivitäten. Austräge von Stickstoff erfolgen in erster Linie über den Sickerwasserpfad, während Phosphor vorrangig partikelgebunden über Bodenerosion aus Böden verlagert wird.

Tabelle 13 zeigt die Grenz- und Richtwerte der ausgewählten Stoffe in Böden und Gewässern.

Wichtige stoffspezifische Eigenschaften, die für die Mobilität in Böden von Bedeutung sind, sind für die ausgewählten Stoffe in Tabelle 14 zusammengestellt.

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Stoff	Stoffgruppe	Relevanz
Cadmium	anorg. Schadstoffe wie Schwermetalle, Arsen, Cyanide	<ul style="list-style-type: none"> <li>- größere zonale Belastungen im Emscherraum</li> <li>- hohe Mobilität in Böden</li> </ul>
Eisen	Oxide (Salze)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Verockerung von technischen Anlagen, Fischen und aquatischen Kleinstlebensräumen (Gewässergütequalität)</li> <li>- häufig hohe Mengen in Böden im Emscherraum</li> <li>- Sorbent für Schwermetalle, Eutrophierungsprodukte wie Phosphat und Xenobiotika</li> </ul>
Sulfat	Salze	<ul style="list-style-type: none"> <li>- flächenhafte Überschreitung der Gewässerzielwerte im Emscherraum von 200 mg l<sup>-1</sup></li> <li>- häufige hohe Mengen in urbanen Böden</li> </ul>
Benzo(a)pyren	Persistente org. Schadstoffe (z.B. PAK)	<ul style="list-style-type: none"> <li>- größere zonale Belastungen im Emscherraum</li> <li>- karzinogen (giftig, umweltgefährlich)</li> <li>- sehr hohe Persistenz</li> <li>- häufig höhere Gehalte in urbanen Böden</li> </ul>

Tab. 12: Ausgewählte Stoffe für die Betrachtung der Freisetzung aus Böden unter veränderten Klimabedingungen

	Medium	Cadmium	Eisen	Sulfat	Σ PAK	Benzo(a)pyren
GewQV <sup>1)</sup>	Wasser	-	-	200 mg/l*		0,01 µg/l
TVO <sup>2)</sup>	Wasser	5 µg/l	-	-	0,2 µg/l	-
BBodSchV <sup>3)</sup> Pfad Boden-Grundwasser	Boden – Wasser	5 µg/l	-	-	0,2 µg/l	-
BBodSchV <sup>3)</sup> Pfad Boden-Nutzpflanze	Boden – Feststoff	Maßnahmenwerte: Acker: AN* 0,04/0,1 mg/kg, bei Brotweizen Grünland: 20 mg/kg	-	-	-	Prüfwert: Acker- und Nutzgärten: 1 mg/kg
BBodSchV <sup>3)</sup> Pfad Boden-Mensch	Boden-Feststoff	Prüfwerte: Kinderspielflächen: 10 mg/kg, Wohngebiete: 20 mg/kg Park-/Freizeitanlagen: 50 mg/kg Industrie-/ Gewerbegebiete: 60 mg/kg	-	-	-	Prüfwerte: Kinderspielflächen: 2 mg/kg, Wohngebiete: 4 mg/kg Park-/Freizeitanlagen: 10 mg/kg Industrie-/ Gewerbegebiete: 12 mg/kg.
GFS <sup>4)</sup>	Wasser	0,5 µg/l	-	240 mg/l	0,2 µg/l	0,01 µg/l
Dänisches Ocker-Gesetz <sup>5)</sup>	Wasser	-	0,2 mg/l 0,5 mg/l	-	-	-

<sup>1)</sup> GewQV: Gewässerqualitätsverordnung der EG-WRRL, \*möglicher Gewässerzielwert (MUNLV 2006).

<sup>2)</sup> TrinkWV: Trinkwasserverordnung

<sup>3)</sup> BBodSchV: Bundesbodenschutzverordnung, \* Ammoniumnitrat

<sup>4)</sup> GFS = Geringfügigkeitsschwellenwerte für das Grundwasser, Grenze zwischen einer geringfügigen Veränderung der chemischen Beschaffenheit des Grundwassers und einer schädlichen Verunreinigung (LAWA 2004)

<sup>5)</sup> Dänisches Ocker-Gesetz (2005): Grenzwerte von 0,2 mg/l gelöstes Eisen für Salmoniden-Gewässer und 0,5 mg/l gelöstes Eisen für Cypriniden-Gewässer (Christensen & Marcus 1998).

Tab. 13: Richt-, Prüf-, Maßnahmen und Grenzwerte für die ausgewählten Stoffe

Stoff	Wichtige Stoffeigenschaften für die Freisetzung aus Böden
<p><b>Cadmium (Cd)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Mit zunehmendem pH-Wert steigt die Adsorption, während die Löslichkeit abnimmt.</li> <li>• bei pH 7 geringste Konzentration in Bodenlösung, steigt &lt; pH 6,5...6 stark an</li> <li>• Löslichkeit steigt bei gleichem pH-Wert mit zunehmenden Gesamtgehalten</li> <li>• bei pH 7 hoher spezifisch adsorbierter Anteil, mit abnehmendem pH steigt der unspezifische adsorbierte Anteil, dann gegen Erdalkali-Ionen austauschbar und pflanzenverfügbar</li> <li>• langsam ablaufende Diffusion in das Gitter von Fe- und Mn-Oxiden und z.T. auch von Tonmineralen</li> <li>• gehört zu den weniger stark metallorganisch komplexierten Schwermetallen, im sauren Bereich wird die Löslichkeit aber stärker durch org. Substanz als durch mineralische vermindert. Geringere Neigung zur Bildung löslicher org. Komplexe als bei anderen Schwermetallen</li> <li>• Konzentration an Chlorid und Sulfat beeinflusst die Löslichkeit, da beide Anionen stabile, stark lösliche Komplexe mit Cd bilden</li> <li>• anaerob als Sulfid gebunden schwerlöslich</li> <li>• bei pH &gt; 7,5 und Cd-Gehalte &gt; 50 mg/kg Bildung von CdCO<sub>3</sub></li> <li>• hohe Verlagerungsgeschwindigkeit in sauren Böden (kann in 10 a mehr als 50 cm bzw. in 45 a mehr als 120 cm betragen)</li> </ul>
<p><b>Eisen (Fe)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Fe-Oxide sind in natürlichen Böden meist Verwitterungsneubildungen &lt; 2µm, oft zu Mikroaggregaten zusammengefügt oder an Oberflächen anderer Mineralkörper angelagert.</li> <li>• Unter oxidierenden Bedingungen tritt bei der Verwitterung Fe-haltiger Silikate Fe<sup>2+</sup> auf, welches meist am Ort oder nach Verlagerung in Form von Fe<sup>3+</sup>-Oxiden ausgeschieden wird. Es entstehen amorphes Eisenhydroxid (Fe(OH)3 nicht stabil) und Ferrihydroxid die sich weiter zu anderen Fe-Oxiden wie z.B. Goethit umwandeln können. Durch Wechselwirkung zwischen schlecht kristallinen Fe<sup>3+</sup>-Oxiden und löslichen org. Komplexbildnern werden lösliche Fe<sup>3+</sup>- und Fe<sup>2+</sup>-Komplexe gebildet. Die durch Rhizosphäreneffekte bedingte Mobilisierung von Eisen wird durch lösliche Fulvo- und Huminsäuren sowie durch mikrobiell gebildete oder beim Abbau org. Substanzen freigesetzte Komplexbildner und durch Wurzelexudate der Pflanzen bewirkt. Es treten unter oxidierenden Bedingungen folgende Fe-Verbindungen in Böden auf:             <ul style="list-style-type: none"> <li>– Goethit (α-FeOOH) (stabil) entsteht, wenn Fe<sup>3+</sup>-Ionen in geringer Konzentration angeliefert und in Gegenwart von Wasser langsam hydrolysiert werden. Reine Fe<sup>3+</sup>-Lösungen hydrolysieren nur im stark sauren Bereich. In schwach saurem Milieu es daher die langsame Nachlieferung von Fe<sup>3+</sup> Voraussetzung für die Goethitbildung (oder die Fe<sup>3+</sup>-Ionenkonzentration muss durch Komplexbildner niedrig gehalten werden). Goethit kann durch Oxidation fester Fe<sup>2+</sup>-Verbindungen (Siderit) in Anwesenheit von Carbonat entstehen.</li> <li>– Ferrihydroxid: (Fe<sub>5</sub>O<sub>6</sub>(OH)<sub>3</sub> * 3H<sub>2</sub>O (wasserhaltig, schlecht kristallisiert)) bildet sich bei rascher Hydrolyse von Fe<sup>3+</sup>-Ionen (in höheren Konzentrationen = Ockerschlämme). Er adsorbiert Silikat, Arsenat, Phosphat und org. Bestandteile. Dadurch wird die Umwandlung von Ferrihydroxid in stabilere, besser kristallisierte Fe-Oxide wie Goethit verhindert. Durch Wechselwirkung zwischen schlecht kristallinen Fe<sup>3+</sup>-Oxiden und löslichen org. Komplexbildnern werden lösliche Fe<sup>3+</sup>- und Fe<sup>2+</sup>-Komplexe gebildet.</li> <li>– Lepidokrokit (τ-FeOOH) entsteht durch Oxidation von Fe<sup>2+</sup>-Verbindungen bei geringer Carbonationenkonzentration. Gegenüber dem Goethit ist er instabil, die Umwandlung von Lepidokrokit in Goethit vollzieht sich sehr langsam, wird durch Fe<sup>2+</sup>-Ionen beschleunigt und durch Silikationen gehemmt.</li> <li>– Maghaemit (τ-Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) entsteht entweder durch Oxidation gesteinsbürtigen Magnetits, durch Hitzeeinwirkungen aus Fe<sup>2+</sup>,<sup>3+</sup>-Hydroxisalzen)</li> <li>– Magnetit kommt im Boden als primäres (Vulkane) als auch sekundäres Mineral vor.</li> <li>– Jarosit (Maibolt) KFe<sub>3</sub>(OH)<sub>4</sub>(SO<sub>4</sub>) entsteht unter stark saueren Bedingungen in Sedimenten.</li> </ul> </li> <li>• Unter reduzierenden Bedingungen können folgende Fe-Verbindungen in Böden vorliegen:             <ul style="list-style-type: none"> <li>– Magnetit: (Fe<sub>3</sub>O<sub>4</sub>) und amorpher Magnetit (Fe<sub>3</sub>(OH)8) (blau-grün gefärbt, häufig in Gleyen)</li> <li>– Fe<sup>2+</sup>-Hydroxid (FeOH)<sub>2</sub></li> <li>– Siderit: FeCO<sub>3</sub></li> <li>– Vivianit: Fe<sub>3</sub>(PO<sub>4</sub>)<sub>2</sub> weiß, färbt sich an der Luft blau</li> <li>– Geigit: Fe<sub>3</sub>S<sub>4</sub>, Fe<sub>2</sub>S<sub>3</sub></li> <li>– Pyrit: FeS<sub>2</sub></li> </ul> </li> <li>• Relativ gut wasserlöslich sind: Eisencarbonat: 60 mg/l, Eisenvitriol: 295.000 mf/l. Auch viele eisenhaltige Chelatverbindungen sind gut wasserlöslich.</li> <li>• Fe<sup>3+</sup>-Verbindungen sind nur in sehr saurem Milieu löslich (pH 8 bis 4 meist &lt; 0,02 bis 0,3 mg/l; pH 3 = ~4 mg/l; pH 2,5 = ~120 mg/l; pH 2 = 3.800 mg Fe<sup>3+</sup>/l; bei pH-Werten &gt;3,5 fast ausschließlich auf lösliche org. Komplexe beschränkt).</li> <li>• Die häufig hohen Fe<sup>3+</sup>-Konzentrationen im Grundwasser und in Flüssen (0,1 bis 10 mg/l) beruhen zumeist auf der Anwesenheit org. Fe-Komplexe und feindisperser Oxide.</li> <li>• Fe<sup>2+</sup>-Oxide und Hydroxide sind mäßig löslich, es können bis &gt; 1.000 mg/l in Bodenlösungen und Grundwasser vorliegen. In Bodenlösungen von Ackerböden treten &lt; 0,005...8 mg/l, häufig 0,05 bis 3 mg/l auf und in Waldböden 5...10000, häufig 50 bis 5.000 µg/l.</li> </ul>

Stoff	Wichtige Stoffeigenschaften für die Freisetzung aus Böden
<p><b>Schwefel (S)/ Sulfat (SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• in Abhängigkeit der Redoxbedingungen treten Oxidationsstufen von -2 (Sulfide) bis +6 (Sulfate) auf. Unter reduzierenden Bedingungen liegen vor allem Sulfide und elementarer Schwefel und unter oxidierenden Bedingungen vor allem Sulfate in Böden vor.</li> <li>• bei pH &lt; 4 vorwiegend Adsorption und Okklusion durch Fe-Oxide</li> <li>• bei pH &lt; 3 Bildung von Hydroxy-Fe-Sulfaten wie z.B. Jarosit</li> <li>• Neben löslichem anorg. Sulfat können durch Streuzersetzung lösliche org. Verbindungen wie Sulfatester, S-haltige Amino- und Fulvosäuren in der Bodenlösung vorliegen.</li> <li>• Unter red. Bedingungen kann Sulfatanreicherung in Form von Fe-Sulfiden erfolgen, wenn mit Grund- und Überflutungswasser Sulfate zugeführt wurden.</li> <li>• Mikrobielle Reduktion von Fe<sup>3+</sup>-Oxiden und von Sulfaten (Desulfurikation) durch Abbau S-reicher org. Substanz führt zur Ausfällung von FeS (amorph oder Mackinawit) und Polysulfiden wie Fe<sub>3</sub>S<sub>4</sub> (Greigit). Diese können langsam zu sehr stabilen Disulfiden (Pyrit, Markasit) umgewandelt werden.</li> <li>• Die Gipslöslichkeit (Ca(SO<sub>4</sub>)*2H<sub>2</sub>O) ist gering, steigt aber mit zunehmender Temperatur.</li> <li>• Hohe Sulfatauswaschung aus Böden bei pH &gt; 5,5, da dann nur eine geringe Anionensorption erfolgt. Sulfat wird vor allem an Al- und Fe-Oxide und -Hydroxide unspezifisch gebunden. Bei geringen pH-Werten sind die Oberflächen der Oxide und Hydroxide (in naturnahen Böden meist Tonfraktion) positiv geladen und adsorbieren Sulfat. Sulfat wird aber auch spezifisch adsorbiert durch die Oxide und Hydroxide (kovalente Bindungen). Die Wirkung einer unspezifischen Bindung durch org. Substanz ist in der Literatur uneindeutig.</li> </ul>
<p><b>Benzo(a)pyren (BaP)</b></p>	<ul style="list-style-type: none"> <li>• sehr geringe Wasserlöslichkeit (2 bis 4 mg l<sup>-1</sup>)</li> <li>• niedriger Dampfdruck (4*10<sup>-6</sup> Pa)</li> <li>• Oktanol/Wasser-Verteilungskoeffizient (K<sub>ow</sub>= 106.5) verdeutlicht den hydrophoben Charakter.</li> <li>• hohe Fettlöslichkeit</li> <li>• fast ausschließlich und starke Sorption an organischer Substanz</li> <li>• in geringerem bis mittlerem Umfang Tonmineralsorption</li> <li>• Bindungsstärke steigt mit der Verweildauer im Boden („Alterung“)</li> <li>• Lösungsvermittler (z.B. DOM) erhöhen die Freisetzung von PAK aus der Festphase</li> <li>• partikelgebundene Verlagerung oder Verlagerung in gelöster organischer Substanz (DOM)</li> <li>• Abbau vor allem durch Photolyse sowie durch Mikroorganismen und Pilze erfolgt sehr langsam</li> <li>• Der direkte pH-Einfluss auf die Verlagerbarkeit ist sehr gering.</li> <li>• Aerobier und anaerobier Abbau sind gleichermaßen gering.</li> <li>• Halbwertszeiten: 269 bis 420 d (WILD &amp; JONES 1992); 8,2 a (WILD et al. 1991) 0,557 Jahre (ALTEX-ID für den kompletten Abbau bis CO<sub>2</sub>), Abbaurate ca. 90 % nach &gt; 3 Jahren (NLFB 2004)</li> </ul>

(Quellen: Marschner 1997; Scheffer & Schachtschabel 2002; Knoche 1996; Hintermaier-Erhard & Zech 1997; Litz et al. 2004; Richter et al. 2005; Bielert et al. 1999; Durner 2001)

**Tab. 14: Stoffspezifische Eigenschaften der ausgewählten Stoffe**

### 5.1.2 Auswirkung des Klimawandels auf stofffreisetzungrelevante Bodeneigenschaften

Der Stoffhaushalt des Bodens steht in einem engen Zusammenhang mit dem Bodenwasserhaushalt, da der größte Teil der Umwandlungs- und Transportprozesse an das Vorhandensein von Wasser gebunden ist. Die Auswirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt sind mit einer Vielzahl von direkt und indirekt beteiligten Faktoren sehr komplex.

Die folgende Abbildung gibt einen vereinfachten Überblick über die möglichen Auswirkungen veränderter Klimabedingungen auf den Stoffhaushalt der Böden und damit verbundene Folgen für Oberflächen- und Grundwasser.

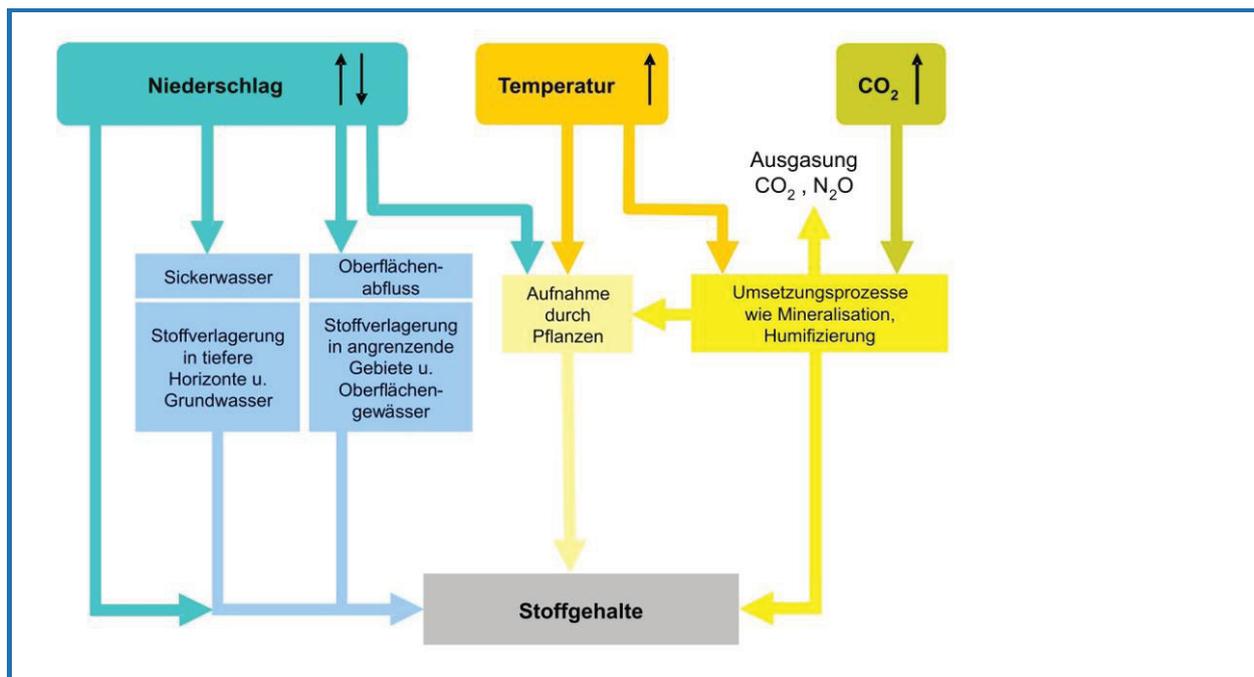


Abb. 7: Potenzielle Wirkungen des Klimawandels auf den Stoffhaushalt (Quelle: Umweltministerium Schleswig-Holstein 2010, verändert nach Bayerische Landesanstalt für Landwirtschaft, 2007)

Die wichtigsten auf die Stofffreisetzung ins Grundwasser und den Stoffabbau wirkenden Bodenmerkmale sind:

- A) Schadstoffmenge
- B) Menge und Art der Bindungspartner
- C) Puffersystem / pH-Werte
- D) Redoxsystem
- E) Sickerwassermenge und Verweilzeit des Sickerwassers

#### zu A) Schadstoffmengen

Zumeist gilt für die betrachteten Stoffe: Je höher die Gesamtgehalte in einem Bodenhorizont, desto höher die potenzielle Mobilität. Die Gesamtgehalte werden sich durch den Klimawandel nur verändern, wenn Stoffe verstärkt abgebaut oder Verlagerungsprozesse gefördert werden.

Böden, die durch Tonverlagerung oder Podsolierung geprägt sind, weisen häufig ein sekundäres Maximum von Schwermetallgehalten im Anreicherungshorizont auf (Filipinski & Grupe 1990). Die Tonfraktion ( $< 2 \mu\text{m}$ ) besteht aus Tonmineralen, feinkörnigen Fe-, Al- und Si-Oxiden sowie mit Mineralteilchen verbundenen Huminstoffen (Scheffer & Schachtschabel 2002). Da Cd an Fe-Oxide spezifisch gebunden ist, wird es gemeinsam mit Fe verlagert. BaP wiederum kann gemeinsam mit Huminstoffen verlagert werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Durch den Klimawandel kann es zu einer verstärkten Tonfraktionsverlagerung (vgl. Kapitel 4.1) und damit zu einer verstärkten Ab- und Anreicherung an Fe, Cd und BaP in verschiedenen Bodenhorizonten kommen.  $\text{SO}_4^{2-}$  wird in dem pH-Bereich im Boden, in dem eine Tonfraktionsverlagerung erfolgt, noch nicht sehr stark von Fe-Oxiden und -Hydroxiden gebunden.

Die möglichen Auswirkungen dieser Umverteilungen auf die Verlagerung ins Grundwasser sind zurzeit noch unklar. Dass die möglichen höheren Konzentrationen in den Anreicherungshorizonten aber deutlich höhere Grundwassereinträge bewirken, wird als wenig wahrscheinlich angesehen, da ja auch die Bindungspartner in den Horizonten mitangereichert werden.

Die voraussichtlichen Bodentemperaturerhöhungen werden durch einen schnelleren Abbau eine gewisse Verringerung der Halbwertszeit von BaP vor allem bodenoberflächennah bedingen. Die Auswirkung auf den Benzo(a)pyren-Gesamtgehalt ist aber vermutlich klein aufgrund der insgesamt doch sehr geringen Abbaubarkeit.

Durch verstärkte klimainduzierte Verwitterung noch junger skelettreicher Substrate (vgl. Kapitel 4.1) kann es zu höheren Gehalten aller hier betrachteten Stoffe in der – in der Regel chemisch untersuchten – Feinbodenfraktion  $< 2 \text{ mm}$  kommen. Zum Beispiel können, wenn Monosubstrate verwittern, einige Stoffe dabei abgeführt werden und andere sich dann wiederum im Feinboden anreichern. Auch eine Verwitterung von Stahlwerksschlacken in einer nicht belasteten Bodenmatrix führt zu höheren Gehalten an z.B. Cd in diesem Feinboden. Je nach Ausgangsgehalten in dem Feinboden kann eine verstärkte Verwitterung aber auch einen Verdünnungseffekt im Boden bewirken, z.B. wenn eine Bergematerial- oder Ziegelsteinverwitterung in einem früher stark mit Stäuben befrachteten Boden erfolgt.

Das heißt, die Wirkung einer verstärkten Verwitterung auf die mögliche Freisetzung der betrachteten Stoffe ins Grundwasser ist so stark abhängig von den Substrateigenschaften, dass hierzu keine übergreifenden Aussagen getroffen werden können.

**Fazit:** Die Schadstoffgesamtmengen können in einigen Bodenhorizonten infolge der angenommenen Klimaänderungen bedingt durch verstärkte Tonverlagerung und Verwitterung skelettreicher junger Böden leicht zu- oder abnehmen. Diese betrifft primär Cd, Fe und BaP. BaP kann im Oberboden durch die erhöhte mikrobielle Aktivität etwas schneller abgebaut werden. Sulfat ist nach derzeitigem Wissensstand nur sehr untergeordnet von den hier relevanten Prozessen betroffen. Die Veränderungen werden aber nicht als so relevant angesehen, dass es dadurch zu verstärkten Stoffeinträgen ins Grundwasser kommen wird.

### zu B) Menge und Art der Bindungspartner

Für die mögliche Stofffreisetzung ins Grundwasser ist entscheidend, in welchen Bindungsformen die Stoffe vorliegen. So ist z.B. das in das Gitternetz eingebaute Eisen oder Cadmium nicht umweltverfügbar (vgl. Tabelle 15).

Schwermetallform	Bindungsart	Mobilität und Verfügbarkeit
gelöste Schwermetalle	frei oder komplexiert (DOC)	mobil und verfügbar
austauschbare Schwermetalle	adsorbiert an negativ geladenen Oberflächen von Humus, Ton und Oxiden	leicht mobilisierbar
Karbonate und Phosphate	ausgefällte Salze	immobil, durch Veränderungen der Bodeneigenschaften mobilisierbar
Sulfide	schwer lösliche Salze	immobil, nicht verfügbar, bei Oxidation mobilisierbar
organisch	komplex-, chelat- oder molekülgebunden	je nach Bindungsart mobil, leicht freisetzbar bis stark gebunden
in Kristallgittern	sehr stark gebunden	immobil, nicht verfügbar

**Tab. 15: Bindungsformen, Mobilität und Verfügbarkeit der Schwermetalle in Böden (in Anlehnung an Adriano 1986 aus Renger & Mekiffer 1998)**

Für alle bodenfremden Substanzen gilt, dass sie unmittelbar nach ihrem Eintrag leichter in die Bodenlösung übergehen können als nach Ablauf einer stoff- und bodenspezifischen Zeit. Insbesondere bei organischen Schadstoffen kann der Alterungsprozess im Boden zu einer langfristig starken Abnahme der Bioverfügbarkeit von organischen Schadstoffen führen, ohne dass sie chemisch verändert werden (Litz et al. 2004). Letztendlich können so nicht extrahierbare oder gebundene Rückstände gebildet werden, die einen schwer abschätzbaren Faktor für die Verlagerung organischer Schadstoffe ins Grundwasser darstellen.

Verschiebungen im Spektrum der Bindungspartner werden für den betrachteten Zeitraum bis 2100 durch folgende Prozesse als möglich angesehen, die klimawandelbedingt in einigen Böden ablaufen werden:

- verstärkte Tonfraktionsverlagerung (vgl. auch Kap. 4.1.1)
- verstärkte Verwitterung junger skeletthaltiger Substrate (vgl. auch Kap. 4.1.1)
- An- und Abreicherung organischer Substanzen (vgl. Kap. 4.1.1)
- Erhöhung der bodenmikrobiologischen Aktivität durch insgesamt höhere Bodentemperaturen: Bodenmikrobiologische Prozesse bestimmen für alle hier betrachteten Stoffe in starker Weise, welche Stoffverbindungen und somit Mobilitäten tatsächlich vorliegen. Auch ist die Aktivitätsphase durch den früheren Einsatz und eine spätere Minderung im Jahr verlängert. Sollte es aber wie vermutet zu längeren sommerlichen Trockenphasen kommen, schränkt dies die org. Mineralisierung in vielen Böden wieder ein. Auch kann durch die Verlängerung der Vegetationsperiode und die höheren Temperaturen bei ausreichendem Wasserangebot mehr Phytomasse gebildet werden, so dass mehr Abbau- und Speichermasse zur Verfügung steht. Der mikrobielle Abbau wird entscheidend durch die Menge und Zusammensetzung der org. Bodensubstanz beeinflusst. So zeigt sich z.B. eine Verringerung der mikrobiellen Aktivität aufgrund einer Reduzierung des leicht abbaubaren, labilen Kohlenstoffpools in Böden bei höheren Temperaturen. Trockenheit oder extreme Kälte können die bodenmikrobielle Aktivität empfindlich stören (Rinklebe et al. 2010, unveröffl.).

Auch die Zusammensetzung der Mikroorganismenpopulation und damit die Abbau- und Umsetzungsleistung können sich bei klimabedingt veränderten Standorteigenschaften verändern. Ein wichtiger Faktor für die biologische Aktivität ist die Bodentemperatur, wobei unter 5 °C und über 35 °C kaum Abbau stattfindet. Weiterhin begrenzt extreme Trockenheit den biologischen Abbau organischer Schadstoffe. Aber auch zu feuchte Bodenverhältnisse wirken abbauhemmend (Führ 1989, Scheffer & Schachtschabel 2002). Häufiges Trocknen und Durchnässen führt zu einer Ver-

ringerung der Zersetzung von organischem Material (Borken & Matzner 2009) und abbaubaren Schadstoffen. Bei einer geringeren Anzahl von Frosttagen im Winter wird jedoch die organische Substanz schneller abgebaut (Schmitt et al. 2008), so dass Bindungskapazitäten für Schadstoffe verloren gehen.

- Grundwasserstandsänderungen oder verstärkte Staubwasserbildungen führen zu Oxid- und Hydroxidumlagerungen, zur Sulfidoxidation oder Ausfällung oder auch zur verstärkten Humusan- oder -abreicherung (vgl. unten Redoxbedingungen und auch Kap. 4.1.1).

**Fazit:** Die Menge und Art der Bindungspartner für die Beispielstoffe wird sich wahrscheinlich in einigen Bodenhorizonten durch die angenommenen Klimaänderungen in relevantem Ausmaß verändern. In Abhängigkeit vom Aufbau des gesamten Bodenprofils und vom Grundwasserflurabstand sind hierdurch bedingt durchaus relevante Stoffeinträge ins Grundwasser vorstellbar.

### zu C) Puffersystem / pH-Werte

Puffersubstanzen (= Bindungspartner) und pH-Werte bestimmen das Puffersystem in einem Boden. Die Puffersysteme sind nach Art, Menge und Reaktionsrate sehr verschieden und bestimmen, in welchem Maß und wie fest Stoffe im Boden gebunden werden.

So wird die Mobilität von Schwermetallen vom Umfang der im Boden zur Verfügung stehenden Bindungsplätze und der Ionenzusammensetzung der Bodenlösung bestimmt. Freigesetzt und mit dem Sickerwasser aus dem Boden ausgetragen werden Schwermetalle, die als Ionen oder metallorganische Komplexe verfügbar sind. Die Menge der in der Bodenlösung befindlichen Schwermetalle steht im Gleichgewicht zu den Schwermetallfraktionen der festen Bodenbestandteile: Durch Adsorptions- und Desorptionsvorgänge sowie durch Komplexbildung und Dekomplexierung der Metalle durch Bodenbestandteile stellt sich ein Gleichgewicht ein (Knoche 1996; Scheffer & Schachtschabel 2002). Die Löslichkeit ist je nach Schadstoff unterschiedlich und wird außer von den Bodeneigenschaften auch von den jeweiligen Stoffeigenschaften bestimmt; zum Beispiel weisen Cadmium und Zink bei gleichen adsorbierten Gehalten eine höhere Löslichkeit auf als Kupfer und Blei (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die Verfügbarkeit und Mobilität der Schwermetalle und somit von Eisen und Cadmium hängt vom pH-Wert ab und steigt mit sinkendem pH-Wert infolge abnehmender Bindungsstärken. Die Auswaschung kationischer (Schad-)Stoffe ist also im alkalischen bis schwach sauren Bereich meist gering, da hier eine starke Adsorption oder eine Festlegung in Form schwer löslicher Verbindungen erfolgt (Schlichting et al. 1995; Herms & Brümmer 1980).

Die Grenz-pH-Werte für eine beginnende Mobilisierung und damit zunehmende Löslichkeit und Verfügbarkeit liegen für Cd bei  $< 6,5 \dots 6$  und für  $\text{Fe}^{3+}$  erst bei etwa pH 3 (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Eisen- und Manganoxide in Böden erhöhen in der Regel die Pufferkapazität gegenüber Cadmium durch eine spezifische Einbindung (Knoche 1996).

Die Freisetzung von Sulfat wird ebenfalls stark vom **pH-Wert** beeinflusst. Hohe Sulfatauswaschungen aus Böden erfolgen verstärkt bei  $\text{pH} > 5,5$  (vgl. Tab. 14).

Der pH-Wert spielt für das Löslichkeitsverhalten von BaP eine untergeordnete Rolle. In der DIN ISO 15175 (2005) „Ermittlung von Kennwerten des Bodens hinsichtlich des Grundwasserschutzes“ wird BaP als Stoff genannt, für dessen Verhalten in Ackerböden der pH-Wert keine Rolle spielt.

Der pH-Wert ist jedoch dann relevant, wenn organische Stoffe im pH-Bereich 3...8 dissoziieren. Diese organischen Substanzen werden zunehmend bei neutraler bis stark saurer Bodenreaktion an die Bodensubstanz gebunden. Damit verläuft die Pufferkapazität der Böden in Abhängigkeit von der Bodenreaktion für eine Reihe von organischen Schadstoffen genau umgekehrt wie für Schwermetalle (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Eisen- und Manganoxide spielen für die Pufferung von organischen Schadstoffen im Boden nur eine untergeordnete Rolle (Knoche 1996).

Deutlich höhere Niederschlagssummen könnten die Auswaschung basisch wirkender Kationen steigern. Eine wesentliche Veränderung der pH-Werte durch den Klimawandel wird aber nur dann als wahrscheinlich angesehen, wenn die Niederschlagssummen tatsächlich relevant im Winterhalbjahr ansteigen. Viele der urbanen Böden haben bedingt durch ihre hohen Anteile an Carbonaten und Oxiden von Alkali- und Erdalkalimetallen so hohe Säureneutralisationsvermögen, dass ein geringfügiger Anstieg der Auswaschung der basisch wirkenden Kationen hier zu keinen großen Veränderungen führt. In einigen sauren technogenen Substraten und zumeist bereits sauren naturnahen Böden unter Wald oder z.T. auch in Park- und Freizeitanlagen kann es aber dadurch zu einer leicht verstärkten Versauerung kommen.

Hinsichtlich der Puffersubstanzen lässt sich annehmen:

- **Carbonate:** Ob sich die Carbonatauswaschung durch die höheren Temperaturen etwas verlangsamt, da sich weniger CO<sub>2</sub> in wärmerem Wasser lösen kann, ist nicht auszusagen, da durch die höhere und längere mikrobielle Aktivität im Jahresverlauf (s.o.) auch die CO<sub>2</sub>-Gehalte im Boden länger auf ein höheres Niveau ansteigen können. Vermutlich tritt somit dadurch keine wesentliche Veränderung hinsichtlich der Carbonatauswaschung auf. Liegen noch Carbonate im Boden vor, ist die Sulfatauswaschung als hoch einzuschätzen, wohingegen Cd und Fe stark gebunden werden. Ein wesentlicher Einfluss von Carbonaten bzw. dadurch bedingte basische pH-Werte auf die BaP-Mobilität ist nicht bekannt.
- **Huminstoffe:** gehören zur Gruppe der Puffersubstanzen mit variabler, das heißt pH-abhängiger Ladung. Hier kann eine Ab- oder Zunahme der org. Substanzen im Boden zu Ab- oder Zunahmen der Pufferkapazitäten beitragen (vgl. Kapitel 4.1.1). Hier würde auch eine verstärkte Auswaschung basisch wirkender Kationen zu einer Abnahme der Bindungskapazität für Fe und Cd führen. BaP würde dadurch vermutlich stärker gebunden, aber die Verlagerbarkeit der organischen Substanz steigt wiederum an. Ein wesentlicher Einfluss auf die Sulfatauswaschung ist nicht anzunehmen (vgl. Tab. 14).
- **Fe-, Mn-, Al-Oxide und -Hydroxide und Tonminerale:** Die Art der entstehenden Oxide und Hydroxide sowie Tonminerale hängt von den Bodentemperaturen, Feuchtebedingungen und vorliegenden Stoffgemischen ab. Tonminerale puffern mit variabler Ladung ab pH-Werten von < 8 ... < 5 und noch einmal bei der Tonzerstörung bei pH-Werten < 5. Oxide und Hydroxide puffern, werden Reduktionsreaktionen miteinbezogen, in einem weiten pH-Bereich (von < 8 bis ca. ... < 3). Ohne Reduktionsprozesse liegen die Hauptbereiche der Pufferung mit variabler Ladung bei < 7, und im Bereich von pH 4,8 bis 3 erfolgen puffernde Oxid- und Hydroxidauflösungen (Scheffer & Schachtschabel 2002). Es ist unklar, ob die bis zum Jahr 2100 zu erwartende Erwärmung und Veränderung des Niederschlagsregimes und die bis dahin zur Verfügung stehende Zeitspanne ausreicht, bei der Pufferung relevante Veränderungen in der Zusammensetzung der Sesquioxide oder Tonminerale in den Böden im Emscherraum hervorzurufen. Diese Aussage gilt aber nicht für die Sesquioxide, wenn sich die Redoxbedingungen relevant ändern (siehe oben und unten).

**Fazit:** Die Puffersysteme werden sich wahrscheinlich in einigen Bodenhorizonten durch die angenommenen Klimaänderungen leicht verändern. Relevante Veränderungen für einen Stoffeintrag ins Grundwasser dadurch sind aber nur dann anzunehmen, wenn sich auch die Bindungspartnerzusammensetzung (s.o.) oder die Redoxbedingungen (s.u.) verändern. Durch die anzunehmende leicht erhöhte Auswaschung basisch wirkender Kationen können die Böden auch etwas schneller versauern. Letzteres betrifft vor allem Böden unter Wald und z.T. auch in Parkanlagen.

**zu D) Redoxsystem**

Viele anorganische Bodenreaktionen und alle biologischen Reaktionen der Elemente C, S und N sind Redoxreaktionen (Elektronenverschiebungsvorgänge). Eine Verbindung liefert die Elektronen (Donator), die andere empfängt sie (Akzeptor). Oxidation des einen Stoffes ist immer verbunden mit Reduktion des anderen, wobei Oxidation Verlust eines Elektrons und die Erhöhung der Wertigkeit bedeutet. Sauerstoff ist der stärkste Elektronenakzeptor, der wichtigste Elektronendonator im Boden ist die organische Substanz:



(Donator)  
(= Reduktionsmittel)

Bakterielle Oxidation (O<sub>2</sub> als Akzeptor)  
(= Oxidationsmittel)

Fehlt Sauerstoff, findet der Humusabbau durch anaerobe Bakterien statt, wobei dann z.B. NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, oder Fe<sup>3+</sup> reduziert wird. Tabelle 16 zeigt die im Boden ablaufenden Redoxreaktionen. Bakterien spielen bei fast allen dieser Reaktionen eine sehr wichtige Rolle.

Redoxreaktion	E7 (V)
Beginn der NO <sub>3</sub> -Reduktion	0.45 - 0.55
Beginn der Mn <sup>2+</sup> -Bildung	0.35 - 0.45
O <sub>2</sub> nicht mehr nachweisbar	0.33
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> nicht mehr nachweisbar	0.22
Beginn der Fe <sup>2+</sup> -Bildung	0.15
Beginn der SO <sub>4</sub> <sup>-</sup> -Reduktion und Sulfid-Bildung	-0.05
Beginn der CH <sub>4</sub> -Bildung	-0.12
<b>SO<sub>4</sub><sup>-</sup> nicht mehr nachweisbar</b>	<b>-0.18</b>

(V = Redoxpotenzial)

**Tab. 16: Experimentell ermitteltes Redoxpotenzial bei pH 7 im Boden (aus Scheffer & Schachtschabel 2002)**

Die Redoxreaktionen sind mit pH-Änderungen verbunden. Da der Humusabbau in Böden jahreszeitlich nicht gleichförmig abläuft, können die pH-Werte im Boden dadurch im Jahr beträchtlich schwanken.

Eisen und Mangan prägen durch ihr Redoxverhalten viele Böden bzw. pedogenetischen Prozesse. Sie sind je nach pH-Bedingungen und Redoxpotenzialen in fester oder gelöster Form im Boden vorhanden. Eisen ist unter normalen pH-Verhältnissen (pH 3 bis 7) als Festsubstanz im Boden immobilisiert als Fe<sup>3+</sup>, sofern eine gute Durchlüftung gewährleistet ist. Nach Wassersättigung kann es (schon nach Stunden bis Tagen) als Fe<sup>2+</sup>-Ion gelöst und damit auch verlagert werden. Böden mit jahreszeitlich starken Wassergehaltsänderungen zeigen daher typische Verlagerungsmerkmale von Fe und Mn: marmorierte Stellen, Konkretionen, bleiche Verarmungs- und rostige Anreicherungsstellen, schwarze Manganflecken. In Abbildung 8 sind einige dieser Prozesse nach Sättigung mit Wasser in einem Boden festgehalten.

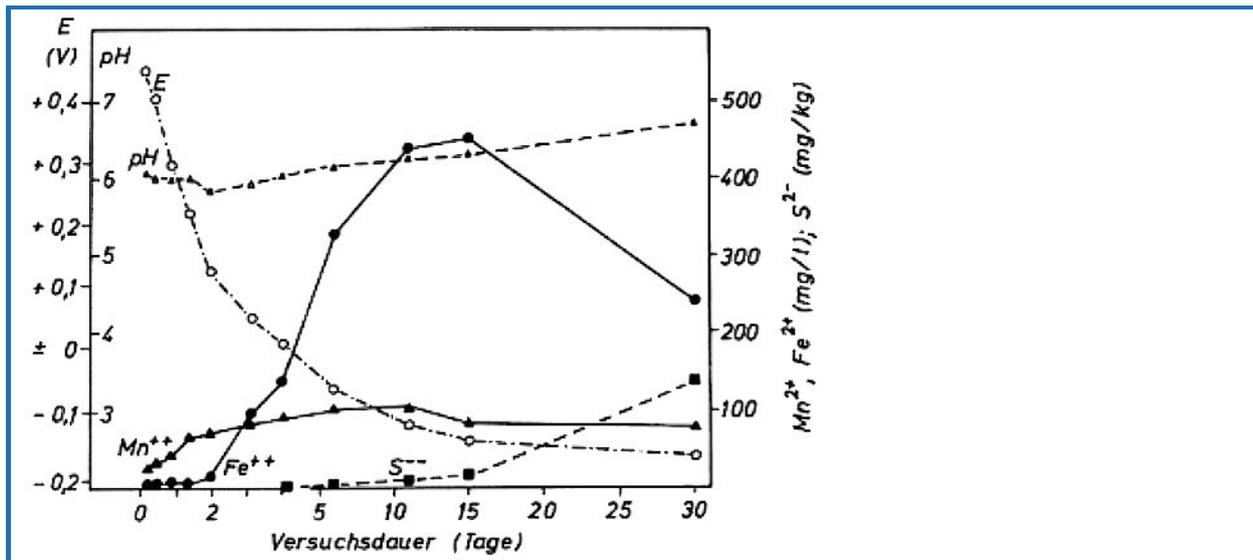


Abb. 8: Redoxpotenziale, pH-Werte, Gehalte an wasserlöslichen Mn<sup>2+</sup>- und Fe<sup>2+</sup>-Ionen sowie Monosulfidgehalte eines mit Meerwasser gesättigten Bodens in Abhängigkeit von der Versuchsdauer (aus: Scheffer & Schachtschabel 2002)

Außer durch eine veränderte Wasserzufuhr (z.B. Grundwasserstandsänderungen, Bewässerung, Dauerniederschläge) in den Boden kann es zu Veränderungen im Redoxsystem kommen durch:

- Änderung bodenphysikalischer Eigenschaften (z.B. Körnung, Porung, Verdichtung) und
- Änderung stofflicher Zusammensetzung und damit anderer Ab- und Umbauprozesse.

Durch eine evt. klimabedingte verstärkte Tonverlagerung ist eine (geringe) Ausprägung von Stauwasserhorizonten in einigen Böden möglich. Diese wiederum bedingen in der feuchten Jahreszeit möglicherweise reduzierende Prozesse in den Böden. Unter reduzierenden Bedingungen ist dann mit einer erhöhten Verfügbarkeit von Schwermetallen zu rechnen (Knoche 1996).

Bei geringen Redoxpotenzialen findet im Vergleich zu oxidierenden Bedingungen eine wesentlich stärkere Bildung von metallorganischen Komplexen statt. Die meisten Schwermetalle können unter reduzierenden Bedingungen auch von einer verstärkten Komplexierung durch lösliche organische Stoffe betroffen sein, sofern sie nicht als Sulfide ausgefällt werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

**Fazit:** Sollte es tatsächlich durch die angenommenen Klimaänderungen zu höheren Jahresniederschlägen kommen bei einer gleichzeitigen Umverteilung (Abnahme im Sommerhalbjahr, Zunahme im Winterhalbjahr), werden sich die Redoxsysteme wahrscheinlich in einigen Bodenhorizonten so relevant verändern, dass es dadurch zu erhöhten Stoffeinträgen ins Grundwasser kommen kann. Dies betrifft vor allem Fe, Sulfat und Cd.

#### zu E) Sickerwassermenge und Verweilzeit des Sickerwassers

Der Stoffhaushalt des Bodens steht in engem Zusammenhang mit dem Bodenwasserhaushalt, da der größte Teil der Umwandlungs- und Transportprozesse an das Vorhandensein von Wasser gebunden ist. Niederschlagsänderungen können sich auf die Konzentration und Zusammensetzung der in der Bodenlösung vorhandenen Nähr- und Schadstoffe auswirken. Erhöhte Bodenwassergehalte führen bei zunehmenden Niederschlägen zu einer Verdünnung der Bodenlösung, abnehmende Niederschläge folglich zu einer Aufkonzentration der Bodenlösung oder sogar zur häufigeren Austrocknung und damit Unterbindung des Sickerwassertransportes. Kurzfristige Änderungen des pH-Wertes und der Nähr- und Schadstoffgehalte und der Redoxbedingungen in der Bodenlösung sind die Folge (Schleswig-Holstein 2010).

Die Höhe der Verlagerung innerhalb eines Bodens und die Höhe des Austrags aus dem Boden (Schadstofffracht) sind maßgeblich von der Sickerwassermenge bestimmt. Schadstoffe werden mit dem Sickerwasser im Boden nach unten verlagert und können aus dem Wurzelraum in das Grundwasser ausgewaschen werden. Je höher die Sickerwasserraten, desto höher sind Wahrscheinlichkeit und Menge des möglichen Stoffaustrags (Hölting et al. 1995; Scheffer & Schachtschabel 2002).

Der Einfluss des Klimawandels auf die Sickerwasserraten der Böden im Einzugsgebiet der Emscher ist ausführlich in Kapitel 4.1.4 dargestellt.

Auch eine höhere Verweilzeit des Sickerwassers bei geringen Sickerwasserraten kann zu hohen Stoffkonzentrationen in der Bodenlösung führen, während die Austragsfracht in einer vergleichbaren Größenordnung liegt wie bei Böden mit hohen Sickerwasserraten und geringen Verweilzeiten (Schleswig-Holstein 2010).

Die Faktoren, die auf die Höhe des Schadstoffaustrags aus Böden über das Sickerwasser wirken, variieren zeitlich, z.B. im Jahresgang aufgrund unterschiedlicher Feuchtezustände der Böden. So unterliegt sowohl die Sickerwassermenge als auch die Sickerwasserzusammensetzung starken Schwankungen über die Zeit. Duiniveld et al. (2006) weisen auf Variationskoeffizienten von zum Teil weit über 100 % hin.

Liegen präferenzielle Fließpfade vor, verkürzt dies die Verweilzeit des Sickerwassers stark. Gerade für die Verlagerung von BaP sind die präferenziellen Fließwege von Bedeutung. Es ist anzunehmen, dass maßgebliche Anteile organischer Schadstoffe über diesen Weg verlagert werden. Zur verstärkten Ausbildung von präferenziellen Fließpfaden kann es während sommerlicher Trockenphasen in feinkörnigen Böden kommen. Häufig finden sich bevorzugte Fließwege auch in urbanen Böden, z.B. durch sperrige Lagerung der Skelette.

Auch ein aufwärts gerichteter (Schad-)Stofftransport aufgrund von erhöhtem Kapillaraufstieg während sommerlicher Trockenzeiten kann zur Anreicherung von in der Bodenlösung vorliegenden Stoffen in den Bodenhorizonten führen, in denen das Wasser dann von den Pflanzen aufgenommen wird oder es zur Oxidation oder Verdunstung kommt.

**Fazit:** Die Höhe der Stoffverlagerung innerhalb eines Bodens und die Höhe des Austrags aus dem Boden wird maßgeblich von den Sickerwassermengen bestimmt. Da die Sickerwassermengen durch den Klimawandel bedingt in Abhängigkeit der auftretenden Böden in Teileinzugsgebieten in relevantem Ausmaß zu- oder abnehmen können (vgl. Kapitel 4.2), kann sich somit dadurch auch die Stoffverlagerung in einem relevanten Ausmaß verändern.

### Zusammenfassung

Die Wirkungszusammenhänge für die Stofffreisetzung aus Böden und Klimasensitivität sind in Tabelle 17 zusammengefasst dargestellt. Die Klimasensitivität der genannten Eigenschaften und Teilprozesse wird verursacht durch Veränderungen übergeordneter Prozesse der Bodenentwicklung wie Verwitterung, Bildung von Humusformen, Gefügeentwicklung und Umlagerungen im Bodenprofil. Zwischen den einzelnen Bodeneigenschaften und den dadurch beeinflussten Einflussgrößen für die Stofffreisetzung bestehen enge Wechselwirkungen und Rückkopplungen, die bei Weitem noch nicht alle und ausreichend erforscht sind.

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Eigenschaft / Prozess	Relevanz für die Stofffreisetzung				Klimasensitivität
	Cadmium	Eisen	Schwefel	BaP	
Korngrößenzusammensetzung (Tongehalt)	●●●	●●	●●	●●	▼▲
pH-Wert	●●●	●●	●●●	●	▽
Humusgehalt	●●●	●●●	●●●	●●●	▼▲
Ab- und Umbau aufgrund der stoffspezifischen Persistenz	●	●	●	●●●	△
Stoffgehalt im Boden	●●●	●●●	●●●	●●●	△▽
Gehalt an Eisen und Manganoxiden	●●●	●●●	●●	●	▼▲
Redoxpotenzial	●●●	●●●	●●●	●●	▼▲
Gefüge	●●●	●●●	●●●	●●●	▼▲
Bodentemperatur	●●●	●●●	●●●	●●●	▲
Mikrobielle Aktivität (Abbauleistung)	●●	●●●	●●●	●●●	▲
Sickerwasserrate	●●●	●●●	●●●	●●	▼▲

● = kein Einfluss; ●● = geringer Einfluss; ●●● = maßgeblicher Einfluss.

▼▲ = Eigenschaft kann sich durch Klimaänderungen in relevantem Maße verändern (▼ Abnahme ▲ Zunahme)

△▽ = Eigenschaft wird sich durch Klimaänderungen voraussichtlich nicht in relevantem Maß verändern

Tab. 17: Wirkungszusammenhänge für die Stofffreisetzung aus Böden und Klimasensitivität

Tabelle 17 zeigt, dass zahlreiche Bodeneigenschaften und Prozesse, welche die Stofffreisetzung ins Grundwasser beeinflussen, klimasensitiv sind. Schwer zu beurteilen sind aber die daraus tatsächlich resultierenden zusätzlichen Einträge in das Grundwasser. Einige Prozesse betreffen nur einzelne Horizonte, und es ist in solchen Fällen durchaus möglich, dass der mobilisierte Stoff bereits im darunter liegenden Horizont wieder immobilisiert wird.

## 5.2 Methoden zur Abschätzung der Stofffreisetzung

Für die Ermittlung von Schadstoffausträgen über den Pfad Boden-Grundwasser werden in zunehmendem Umfang Modelle eingesetzt.

Der Unterausschuss Sickerwasserprognose des Altlastenausschusses (ALA) der Bund-/Länderarbeitsgemeinschaft Bodenschutz (LABO) hat ein Modell ALTEX-1D für die Sickerwasserprognose entwickelt. ALTEX-1D ist vergleichsweise einfach anwendbar und eignet sich zur Prüfung der Sensitivität von Einflussgrößen für die Stoffverlagerung Boden-Grundwasser (s. Tabelle 18). Die Quantifizierung von Konzentrationen und Frachten am Ort der Beurteilung<sup>2</sup> ist aber mit Unsicherheiten behaftet und bedarf jeweils validierender, einzelfallbezogener Boden-, Bodenlösungs- und Grundwasseruntersuchungen.

<sup>2</sup> Ort der Beurteilung entspricht bei ungespannten Grundwasserverhältnissen dem mittleren Grundwasserhöchststand.

Modell	Eingangsdaten		Quelle
	Boden	Sonstiges	
<b>ALTEX-1D</b> Analytische Lösung der 1D-Transportgleichung mit MS Excel; berechnet Konzentration und Fracht am Ort der Beurteilung und Zeitpunkte Prüfwertüberschreitungen	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Tiefe des Ortes der Beurteilung</li> <li>▪ Oberkante Quelle</li> <li>▪ Unterkante Quelle</li> <li>▪ Bodenart (KA5)</li> <li>▪ Feldkapazität</li> <li>▪ Trockenraumdichte Quelle und Transportstrecke</li> <li>▪ Gesamtgehalt</li> <li>▪ mobilisierbarer Anteil</li> <li>▪ Quellskonzentration</li> <li>▪ Sickerwasserrate</li> <li>▪ ggf. präferenzierter Fluss durch Berechnung äquivalenter Parameter</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>▪ Schadstoff</li> <li>▪ Prüfwert BBodSchV/GFS</li> <li>▪ Größe der kontaminierten Fläche</li> <li>▪ Dispersivitäts-Skalenfaktor</li> <li>▪ linearer Verteilungskoeffizient <math>K_d</math></li> <li>▪ Halbwertszeit Abbau</li> <li>▪ ggf. Parameter zur exponentiell abnehmenden Quellskonzentration</li> </ul>	LABO / ALA 2006

Tab. 18: Modellbeschreibung ALTEX 1D

Die Aufgabe der Transportbetrachtungen zumeist im Rahmen von Detailuntersuchung ist es, die mögliche Minderung der Schadstofffracht durch Rückhalte und Abbauprozesse auf dem Transportweg von der Unterkante der Quelle bis zum Ort der Beurteilung quantifizierend abzuschätzen (LABO/ALA 2006).

Die nicht im Modell ALTEX-1D berücksichtigten Fallkonstellationen

- präferenzuelle Fließwege,
- Eintrag durch nicht wässrige organische Phasen,
- Eintrag über die Bodenluft,
- Schadstoffquelle in der gesättigten Bodenzone

müssen im Einzelfall gutachtlich gesondert betrachtet werden.

ALTEX-1D fordert als Eingangsparameter den mobilisierbaren Schadstoffanteil in % sowie die Quellskonzentration in  $\mu\text{g l}^{-1}$ . Diese Angaben werden in der klassischen Altlastenbearbeitung normalerweise anhand entnommener Proben im Labor bestimmt und dann in das Modell eingegeben. Für bodenkundlich untersuchte Profile urbaner Böden sowie auch für die betrachteten Beispielprofile liegen diese Angaben nicht vor. In diesen untersuchten Böden wurden zumeist  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ - und/oder EDTA-Aufschlüsse zur Bestimmung der mobilen und pflanzenverfügbaren Anteile gemessen.

In ALTEX-1D wird mit Ausnahme einiger weniger Parameter von einem homogenem Bodenprofil innerhalb der Sickerstrecke ausgegangen, obwohl ein „monolithischer“ Bodenkörper in der Natur die Ausnahme ist (Schneider 2008). Die Annahme eines homogenen Bodenkörpers ist in den meisten Modellen üblich und beurteilt die normalerweise in Böden auftretende Schichtung nicht sachgerecht. So gibt z.B. ein über die Horizonte hinweg gemittelter pH-Wert kaum den tatsächlichen Stofftransport wieder. Gerade in den stark geschichteten Stadtböden können auch immer wieder Schadstofffangende Schichten auftreten. Aber auch die naturnahen Böden können erheblich verlagerungsrelevante Schichtungen hinsichtlich ihrer Ton-, Humus-, und Eisengehalte sowie auch ihrer pH-Werte aufweisen.

ALTEX-1D beinhaltet die Stoffe Eisen und Sulfat nicht, genauso wie die wenigsten bisher betrachteten Modelle. Auch die Benzo(a)pyren-Einträge ins Grundwasser können mit den vorhandenen Modellen nicht realistisch abgeschätzt werden, da diese einen direkten Lösungstransport voraussetzen, die BaP-Verlagerung aber partikelgebunden oder in gelöster organischer Substanz erfolgt.

Neben ALTEX-1D wurde für die Eintragsabschätzung von Benzo(a)pyren ins Grundwasser daher auch die Methode des NLFB (2004) betrachtet, um zumindest den klimasensitiven Parameter der Temperatur zu berücksichtigen. Die Beurteilung erfolgt mittels Tabellenverknüpfungen, die Stoff- und Bodeneigenschaften berücksichtigen. Auch hier wird aber ein homogenes Bodenprofil angesetzt. Im NLFB-Bewertungsschlüssel nimmt die mittlere Jahrestemperatur bzw. die Mitteltemperatur der Vegetationsperiode Einfluss auf die Eliminierungsstufe org. Schadstoffe in Böden (vgl. Tab. 19). Die Eliminierungsstufe reicht von 0 = praktisch nicht bis 5 = sehr hoch, sehr stark.

Abbaustufe (aerob)	Jahrestemperatur [°C]			Mitteltemperatur [°C] der Vegetationsperiode		
	n. Tab. 1 in NLFB (2004)	12-9	<9-6	<6-3	21-16	<16-11
1,0; 1,5	1,0	0,5	0	1,5	1,0	0,5
2,0; 2,5	1,5	1,0	0,5	2,5	2,0	1,5
3,0; 3,5	2,5	2,0	1,5	3,5	3,0	2,5
4,0; 4,5	3,5	3,0	2,5	4,5	4,0	3,5
5,0	4,0	3,5	3,0	5,0	4,5	4,0

Tab. 19: Eliminierungsstufe org. Schadstoffe in Böden aufgrund des Einflusses der mittleren Lufttemperatur (als Maß für die Bodentemperatur) für den Aufbau (Quelle NLFB 2004).

Aus Tabelle 19 lässt sich ableiten, dass die Eliminierung um eine halbe Stufe (= 1/10) oder etwa 10 % bei 3 °C Lufttemperaturzunahme (Jahresmittel) oder etwa 5 °C Mitteltemperatur der Vegetationsperiode steigt.

Somit kann zusammengefasst werden, dass zurzeit einfache geeignete Modelle für eine realistische Quantifizierung der Stoffverlagerung innerhalb der Böden und von dort in das Grundwasser hinein nicht zur Verfügung stehen. Hinsichtlich des Klimawandels lassen sich aber für einige typische Schadstoffe einige Aussagen zu möglichen Veränderungen mit Hilfe der Modelle treffen (vgl. Kapitel 5.1.4).

### 5.3 Schadstoffverlagerungs- und -abbaupotenzial naturnaher und urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Im Folgenden wird jeweils kurz für die Beispielstoffe dargestellt, welches Wissen über die vorliegenden Mengen, Bindungsformen und Mobilitäten in den Böden im Einzugsgebiet der Emscher vorhanden ist.

Anschließend werden exemplarisch anhand von Beispielprofilen Aussagen zur Veränderung der freisetzungrelevanten Bodeneigenschaften durch den erwarteten Klimawandel getroffen. Dabei werden naturnahe Böden und urbane Böden gesondert betrachtet.

### 5.3.1 Cadmium-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Erhöhte Cd-Gehalte in den Böden im Einzugsgebiet der Emscher sind in erster Linie durch belastete Substrate, Einträge aus der Luft oder aus Gewässern und nur untergeordnet durch geogene Herkunft bedingt.

Die Cd-Gehalte der Böden des westlichen Ruhrgebietes zeigen sowohl bei land- und forstwirtschaftlichen als auch bei siedlungstypischen Nutzungen eine starke Streuung im Bereich von  $< 0,1$  bis ca.  $2 \text{ mg kg}^{-1}$ ; im Einzelfall erreichen die Gehalte auch bis zu  $70 \text{ mg kg}^{-1}$  oder mehr (siehe Abb. 9 und 10). Datenquellen sind im Wesentlichen die in den letzten Jahren erstellten Digitalen Bodenbelastungskarten (BBK) der Städte und Kreise.

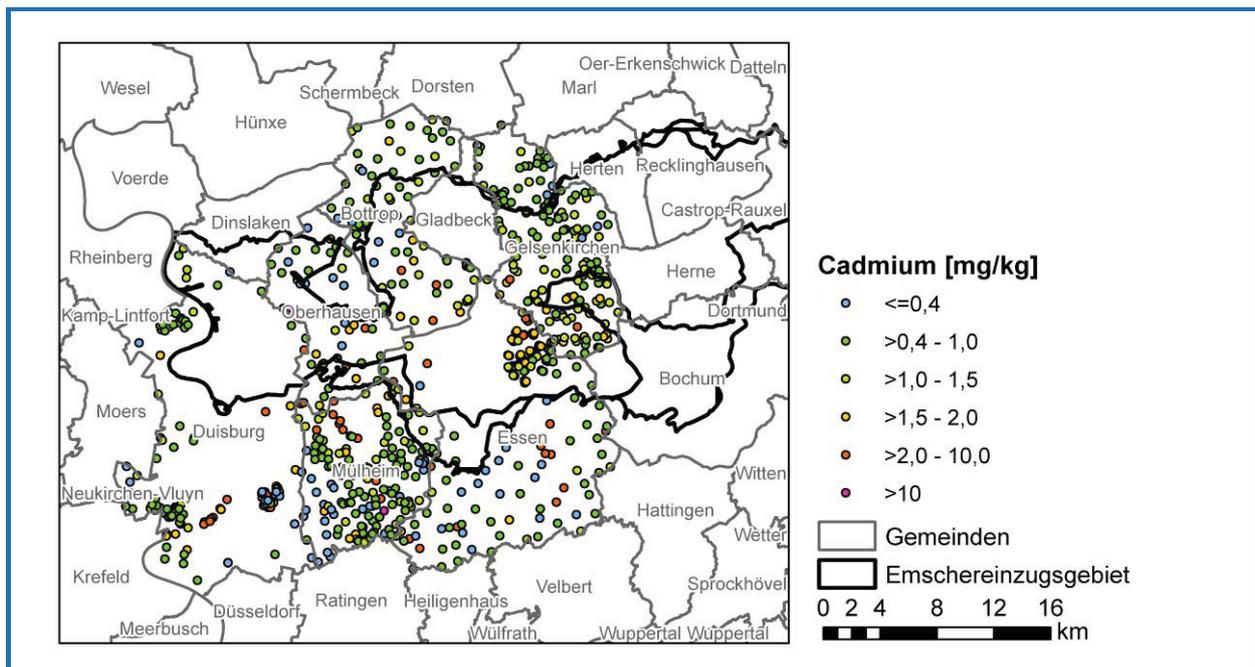


Abb. 9: Cd-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quellen: siehe Tabelle 20)

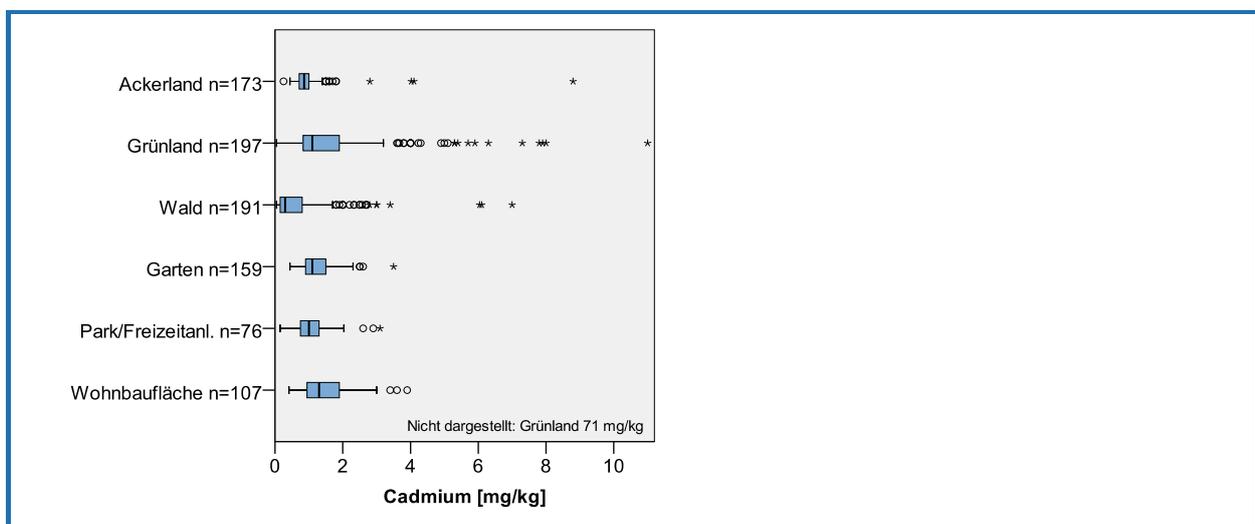


Abb. 10: Cadmiumgehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet (Quellen: siehe Tabelle 20)

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung	10. Perzentil	50. Perzentil (Median)	90. Perzentil
Cadmium [mg/kg]	921	0,04	71,15	1,31	2,59	0,27	0,98	2,10

\* Datenquellen: BBK Gelsenkirchen, BBK-Mülheim, BBK Essen, BBK Bottrop, BBK Duisburg, Schwermetalle in Duisburger Böden, BBK Oberhausen, BBK Wesel, BZE Wald, Geologischer Dienst, GLA-Daten Hornburg, LINEG KSVO Flächen II; Tiefen 0 bis 150 cm u. GOK; Cadmium: rund 90 % der Proben aus 0 bis 30 cm u. GOK; Land-/Forstwirtschaftliche Flächen, Gärten, Park- und Freizeitanlagen, Wohnbauflächen, Brache, Friedhof (außerhalb von Altlasten und Altablagerungen).

**Tab. 20: Cadmiumgehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quelle: FIS StoBo NRW\*)**

Aus den Angaben in Tabelle 21 lässt sich ableiten, dass die Cd-Gehalte im westlichen Ruhrgebiet in den Böden land- und forstwirtschaftlicher Nutzung sowie in Gärten über den Hintergrundwerten für Ballungkerne in Nordrhein-Westfalen liegen (LUA NRW 2003).

Siedlungsstruktureller Gebiets-typ*		Acker	Grünland	Wald Oberboden	Wald Auflage	Gärten	Park- und Freizeitanlagen	Wohnbauflächen
Hintergrundwerte Typ I	N	579	122	16	12	1474	-	-
	50. P.	<b>0,61</b>	<b>0,90</b>	<b>0,56</b>	<b>0,93</b>	<b>0,69</b>	-	-
	90. P.	<b>1,10</b>	<b>1,70</b>	<b>0,99</b>	<b>1,41</b>	<b>1,66</b>	-	-
Hintergrundwerte Typ II	N	1.822	192	84	65	164	-	-
	50. P.	<b>0,53</b>	<b>0,60</b>	<b>0,59</b>	<b>0,85</b>	<b>0,80</b>	-	-
	90. P.	<b>1,00</b>	<b>1,35</b>	<b>1,71</b>	<b>1,70</b>	<b>1,36</b>	-	-
Hintergrundwerte Typ III	N	18.393	1.274	577	498	273	-	-
	50. P.	<b>0,40</b>	<b>0,50</b>	<b>0,22</b>	<b>0,56</b>	<b>0,50</b>	-	-
	90. P.	<b>0,70</b>	<b>1,19</b>	<b>0,81</b>	<b>1,26</b>	<b>0,93</b>	-	-
Vergleichswerte westliches Ruhrgebiet**	N	173	197	182	-	159	76	107
	50. P.	<b>0,86</b>	<b>1,10</b>	<b>0,29</b>	-	<b>1,10</b>	<b>0,75</b>	<b>1,30</b>
	90. P.	<b>1,30</b>	<b>5,43</b>	<b>2,66</b>	-	<b>2,00</b>	<b>1,73</b>	<b>2,86</b>

\* Siedlungsstruktureller Gebietstyp:

Typ I = Ballungskern (>2000 Einwohner pro km<sup>2</sup> und Fläche > 50 km<sup>2</sup>),

Typ II = Ballungsrandzone und solitäre Verdichtungsgebiete (< 2000 Einwohner pro km<sup>2</sup>),

Typ III = Gebiete mit überwiegend ländlicher Struktur (<1000 Einwohner pro km<sup>2</sup>);

Zuordnung der Gebietstypen auf Gemeindeebene

kursiv: aufgrund geringem Stichprobenumfang nicht abgesichert

\*\* Quellen siehe Tabelle 20, ohne 9 Proben aus Humusauflagen (Wald)

**Tab. 21: Hintergrundwerte für Cadmium in Oberböden Nordrhein-Westfalens (Quelle: LANUV NRW 2003)**

Die Gehalte in Park- und Freizeitanlagen und auf Wohnbauflächen sind gegenüber den naturnahen Nutzungen noch einmal erhöht; ein Vergleich mit landesweiten Hintergrundwerten ist jedoch nicht möglich, da hierzu keine Werte vorliegen.

Diese Aussage gelten im Wesentlichen für die Oberböden, da die Bodenbelastungskarten, für die die obigen Daten überwiegend erhoben wurden, vor allem die Bodentiefe bis 30 cm erfassen und in vielen Teilräumen den Immissionseintrag widerspiegeln. Die Erstellung von Unterbodenbelastungskarten steht noch aus. Auch sind punktuellere Belastungen, wie die Altlastenverdachtflächen und Altstandorte, in der Regel nicht mitbeprobte worden. Ob Aufschüttungen einbezogen wurden oder nicht, hing von den Vorgaben der jeweiligen Kommune ab. Somit sind die Böden mit wesentlichen Anteilen technogener Substrate in den obigen Daten nur bedingt enthalten.

Tabelle 22 zeigt Cd-Gesamt mengen in der Feinerderaummasse von Profilen naturnaher und anthropogener Böden unter verschiedenen Nutzungen und in Abhängigkeit unterschiedlicher Substrate im Ruhrgebiet. In der Gruppe I sind naturnahe und tiefgründig bearbeitete Böden, in der Gruppe II carbonathaltige technogene Böden und in der Gruppe III carbonatarmer technogene Böden zusammengefasst (Hiller 1996). Die Tabelle zeigt, dass auch in den Unterböden, die in den oben gezeigten Auswertungen unterrepräsentiert sind, noch deutliche Cadmiummengen auftreten können.

Tabelle 22 ist auch zu entnehmen, dass in vielen Gruppen erhebliche pflanzenverfügbare Cd-Anteile (EDTA-Aufschluss) vorliegen.

Die Untersuchungen der leicht mobilisierbaren  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbaren Schwermetallgehalte ergaben, dass Cd oft unter den für das Schutzgut Bodensickerwasser festgelegten Eluatgehalten liegt. Hiller (1996) fasst zusammen, dass die naturnahen Böden häufig aufgrund ihrer starken Versauerung trotz ihrer geringen Gesamtmengen hohe mobile Schwermetallgehalte aufweisen. In den Profilen aus semiterrestrischen Profilen konnten erhebliche Mengen an mobilen Schwermetallen nachgewiesen werden. In den Auftragsschichten der Böden der Gruppe II und III dagegen wurden erhöhte mobile Gehalte nur vereinzelt gemessen und diese auch oft in tiefer liegenden Schichten/Horizontalen immobilisiert. Dies ist zum einen auf die in der Regel höheren pH-Werte in vielen technogenen Substraten zurückzuführen, hängt aber auch mit den vorhandenen Bindungspartnern zusammen (vgl. Eisen).

Nutzungstyp	Gruppe	Tiefe [cm]	Cd gesamt [g m <sup>-2</sup> und Schicht]	Medianer Anteil des EDTA extrahierbaren Cd [g m <sup>-2</sup> und Schicht]
Wald	I	0-30	< 0,1	
	I	30-100	< 0,1	
Acker	I	0-30	0,3-0,5	73
	I	30-100	ca. 0,1	54
Gärten, Grünanlagen	I	0-30	0,2-1,3	61
	I	30-100	< 0,8	23
Ruhrauen	I	0-30	ca. 1,7	45
	I	30-100	ca. 1,0	48
Steinkohleberge	II	0-30	< 0,1	45
	II	30-100	< 0,1-0,2	24
Gärten-, Grün- und Freizeitanlagen	II	0-30	< 0,1-0,4	69
	II	30-100	< 0,1-0,3	58
Areale der Zechen und Kohlechemie	II	0-30	< 0,1	
	II	30-100	< 0,1-0,6	

Nutzungstyp	Gruppe	Tiefe [cm]	Cd gesamt [g m <sup>-2</sup> und Schicht]	Medianer Anteil des EDTA extrahierbaren Cd [g m <sup>-2</sup> und Schicht]
Bahnverkehrsflächen	II	0-30	0,2-2,7	47
	II	30-100	< 0,1-1,0	43
Eisenhüttenindustrie	II	0-30	1,5	29
	II	30-100	< 0,5-1,2	31
Gärten-, Grün- und Freizeitanlagen	III	0-30	0,1 – 1,0	42
	III	30-100	0,1 – 0,8	50
Areale der Zechen und Kohlechemie	III	0-30	0,5-1,9	21
	III	30-100	0,1-0,9	31
Bahnverkehrsflächen	III	0-30	0,1-0,4	41
	III	30-100	0,2-3,9	49
Eisenhüttenindustrie	III	0-30	< 0,1-0,3	20
	III	30-100	< 0,1-0,1	9

Tab. 22: Cadmiummengen in der Feinerderau Masse naturnaher und urbaner Böden unter verschiedenen Nutzungen im Ruhrgebiet (Quelle: Hiller 1996)

Hiller (1996) schlussfolgert aber aus seinen Untersuchungen, dass auf Bergematerialstandorten mit aus geogenen Quellen stammenden geringen Schwermetallmengen die mobilen Gehalte zu Beginn der Bodenentwicklung eine eher untergeordnete Rolle spielen, dass aber durch die dann erfolgende starke Versauerung hohe mobile Anteile auftreten, die die Prüfwerte der BBodSchV für den Pfad Boden-Grundwasser häufig überschreiten.

Neuere Untersuchungen zeigen, dass poröses Skelett (z.B. Aschen, Schlacken, Ziegel) als Zwischenspeicher für schadstoffhaltige Lösungen wirken kann und sich dadurch die Konzentration im perkulierenden Wasser verringert (Bädjer & Burghardt 1999).

### Beispielrechnungen zur Quantifizierung der Auswirkungen der möglichen klimabedingten Veränderungen der Bodeneigenschaften auf die Cd-Freisetzung ins Grundwasser

Die folgenden zwei Beispielrechnungen zur Prüfung, inwieweit sich die möglichen Veränderungen der Bodeneigenschaften durch den Klimawandel auf die Cd-Freisetzung auswirken können, sind mit ALTEX-1D durchgeführt worden. Modellannahmen waren in beiden Profilen:

- Die obersten 30 cm enthalten 20 mg kg<sup>-1</sup> Cd, davon werden 50 % freigesetzt, die Quellkonzentration beträgt 20 µg l<sup>-1</sup>.
- Ort der Beurteilung ist in 1,5 m Tiefe.
- Der Tongehalt wurde für die jeweilige Bodenart des Horizontes gemittelt.
- Es wurden, soweit im Modell möglich, geschichtete Profile berechnet.

### Beispiel 1 – Stoffverlagerung: Tonverlagerung und Humusabnahme

**Profil N1:** geköpfte Parabraunerde, im Oberboden leicht mit Bauschutt angereichert

Es wird bedingt durch den Klimawandel eine Tonverlagerung und eine Humusabnahme im Oberboden analog zu Beispiel 1 – Sickerwasserrate (vgl. Kapitel 4.1.4) angenommen. Der pH-Wert wird im gesamten Profil auf 5 gesetzt, da es bei den tatsächlich vorliegenden Werten in diesem Profil zu keiner relevanten Cd-Verlagerung kommt.

Unter Ansatz der obigen Annahmen tritt nach 330 a eine Überschreitung des Prüfwertes von  $5 \mu\text{g l}^{-1}$  gemäß BBodSchV und TrinkWV auf (vgl. Tab. 13). Die Cadmiumkonzentration erreicht im Sickerwasser maximal  $15,8 \mu\text{g l}^{-1}$ .

Nach einer Tonverlagerung und einer Humusabnahme wie in Tabelle 7 angenommen, berechnen sich maximale Cd-Konzentrationen im Sickerwasser von  $20 \mu\text{g l}^{-1}$ . Die Prüfwertüberschreitung erfolgt nach 412 a.

Zur Erläuterung: Versuche in ALTEX-1D zeigen, dass das Programm bei abnehmenden Humusgehalten die Zeitpunkte der Prüfwertüberschreitungen vorverlegt und auch leicht höhere Überschreitungen auftreten. Demgegenüber scheint ein tonreicherer Horizont wie hier angenommen als Sperre zu wirken, der zu einer Verschiebung der Prüfwertüberschreitungen auf einige Jahrzehnte später führt. Nicht berücksichtigt hierbei sind aber in dem Programm anzunehmende bevorzugte Fließpfade.

Diese Ergebnisse bedeuten, dass der mögliche Humusabbau in einigen Böden bedingt durch den Klimawandel langfristig gesehen etwas früher zu leicht erhöhten Cd-Gehalten im Sickerwasser im Übergangsbereich zum Grundwasser (Ort der Beurteilung) führen kann.

Die Tonverlagerung verschiebt den Zeitpunkt der Prüfwertüberschreitungen dagegen weiter in die Zukunft. Da aber gerade in tonreichen Horizonten Gefügebildungen eine große Rolle spielen und dieser Prozess bisher in den Modellen nicht mitabgebildet wird, ist diese Aussage nicht wirklich belastbar.

### Beispiel 2 – Stoffverlagerung: Verwitterungsprozesse in skelettreichen jungen Böden

**Profil U1:** Regosol aus Steinkohlenberge

Der pH-Wert liegt in diesem Profil zwischen 3,8 und 4,7. Für jeden Horizont wurde der entsprechende pH-Wert für die Berechnungen eingesetzt.

Prüfwertüberschreitungen in 1,5 m u. GOK treten in diesem skelettreichen und sauren Boden bereits nach 14 Jahren auf. Die maximale Konzentration beträgt  $19,4 \mu\text{g/l}$ . Der Zeitpunkt der maximalen Konzentration ist nach 476 Jahren.

Durch klimabedingt verstärkte Verwitterungsprozesse, die zu einer reinen Skelettgehaltsabnahme führen wie in Tabelle 9 (vgl. Kapitel 4.1.4) angenommen, sinkt die Sickerwasserrate. Die Prüfwertüberschreitung erfolgt ebenfalls noch nach 14 a und auch die maximale erreichte Konzentration bleibt gleich. Der Zeitpunkt der maximalen Konzentration wird geringfügig in die Zukunft verschoben und erfolgt nach 495 Jahren.

Wird zusätzlich auch eine Veränderung in der Feinbodenart angenommen wie in Tabelle 9 dargestellt, errechnet sich ebenfalls eine maximale Konzentration von  $19,4 \mu\text{g l}^{-1}$  im Sickerwasser am Übergang zum Grundwasser. Die Prüfwertüberschreitung erfolgt nach 25 a und der Zeitpunkt der maximalen Konzentration ist in 496 a.

Das hier exemplarisch verwendete Steinkohlenbergeprofil zeigt mit 0,3 bis  $0,5 \text{ mg kg}^{-1}$  geringe Cd-Gesamtgehalte, aber sehr hohe mobile  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Anteile von 100 bis  $300 \mu\text{g kg}^{-1}$  (Hiller 1996). Diese  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ -extrahierbare Anteile lassen sich nicht 1:1 in die Cd-Gehalte im Sickerwasser

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

umsetzen; der Prüfwert für den Pfad Boden-Grundwasser von 5 µg/l wird hier aber sicher zeitweise überschritten, wie ja auch die Berechnungen mit ALTEX-1D zeigen.

Diese Ergebnisse bedeuten, dass durch eine mögliche leicht verstärkte Verwitterung skelettreicher Bergematerial die Schwermetallrückhaltefähigkeit des Bodens leicht zunimmt und dadurch mögliche Einträge ins Grundwasser um einige wenige Jahre in die Zukunft verschoben werden könnten.

**Fazit Cadmium:** Eine relevant verstärkte Cd-Freisetzung aus den Böden ins Grundwasser bedingt durch den Klimawandel ist gemäß den oben zusammengestellten Betrachtungen wenig wahrscheinlich. Es ist aber gut vorstellbar, dass Cd als Begleitelement von Oxiden oder Sulfiden klimabedingt verstärkt mobilisiert wird.

### 5.3.2 Eisen-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher

Die **Eisengehalte in den Böden** im Emscherraum können aufgrund von anthropogenen Beimengungen eisenhaltiger Materialien durch die eisenreichen Staubeinträge der vergangenen Jahrhunderte aber auch aufgrund geogener Quellen und natürlicher An- und Abreicherungsprozesse sehr stark schwanken.

Für Eisen in Böden liegen im FIS StoBo (Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung) für das westliche Ruhrgebiet nur sehr wenige Daten vor (vgl. Abb. 11).

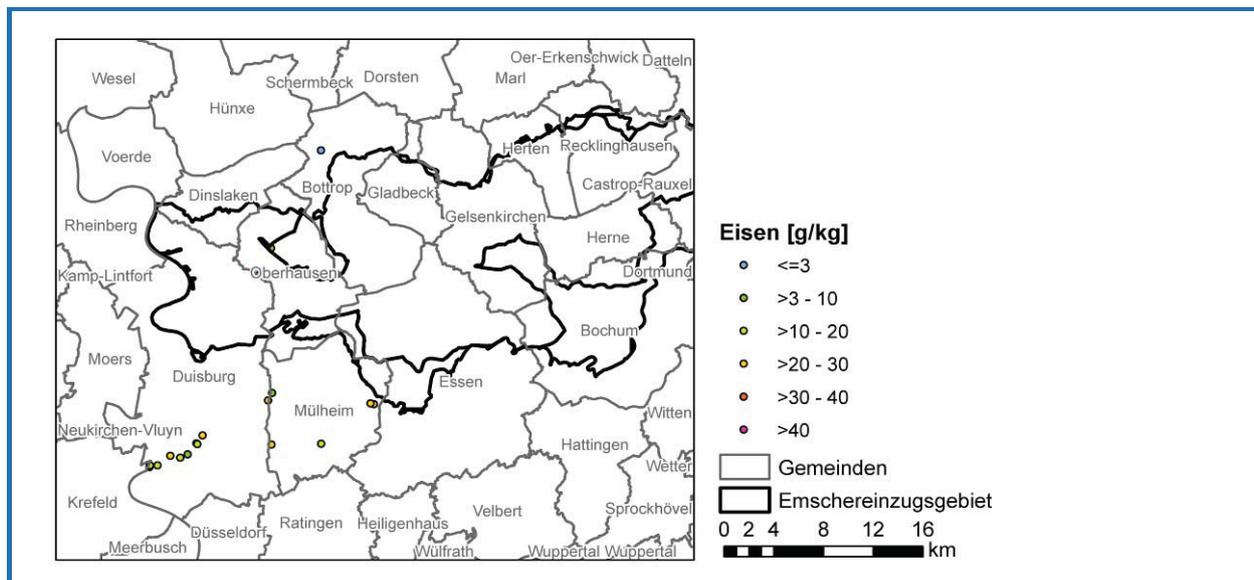


Abb. 11: Eisengehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quellen: siehe Tabelle 23)

Die Gehalte in den untersuchten Ober- und Unterböden streuen stark und zeigen Anhaltspunkte dafür, dass die Oberböden höhere Gehalte aufweisen als die Unterböden (vgl. Tab. 23, Abb. 12).

Im Mittel der FIS StoBo-Daten betragen die Eisengehalte in naturnahen Böden unter Acker, Grünland und Wald rund 22 g kg<sup>-1</sup> (maximal 135 g kg<sup>-1</sup>), d.h. sie liegen mit 20 bis 500 g kg<sup>-1</sup> im unteren Bereich der Fe-Gehalte von Böden und Gesteinen. Eisen ist in Form von Oxiden in manchen Bodenhorizonten aber stark angereichert (z.B. im Go-Horizont von Gleyen, in Rostflecken im Sw-Horizont von Pseu-

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

dogleyen). Der Fe-Gehalt kann in Konkretionen sowie in Raseneisenerz enthaltenen Go-Horizonten bis über 40 % betragen (Scheffer & Schachtschabel 2002). Die meisten unverwitterten Löße enthalten 14 bis 49 g kg<sup>-1</sup> Eisen (Pye 1987).

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung	10. Perzentil	50. Perzentil (Median)	90. Perzentil
Eisen** [mg/kg]	102	142	135.400	22.685	16.321	6.431	22.715	32.370

\* Datenquellen: BBK Gelsenkirchen, BBK-Mülheim, BBK Essen, BBK Bottrop, BBK Duisburg, Schwermetalle in Duisburger Böden, BBK Oberhausen, BBK Wesel, BZE Wald, Geologischer Dienst, GLA-Daten Hornburg, LINEG KSVO Flächen II;

Tiefen 0 bis 150 cm u. GOK; Eisen: rund 35 % der Proben aus 0 bis 30 cm und 65 % der Proben aus 30 bis 150 cm u. GOK, Land-/ Forstwirtschaftliche Flächen, Gärten, Park- und Freizeitanlagen, Wohnbauflächen, Brache, Friedhof (außerhalb von Altlasten und Altablagerungen).

\*\* nur Acker, Grünland, Wald; keine siedlungstypischen Nutzungen

Tab. 23: Eisengehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quelle: FIS StoBo NRW\*)

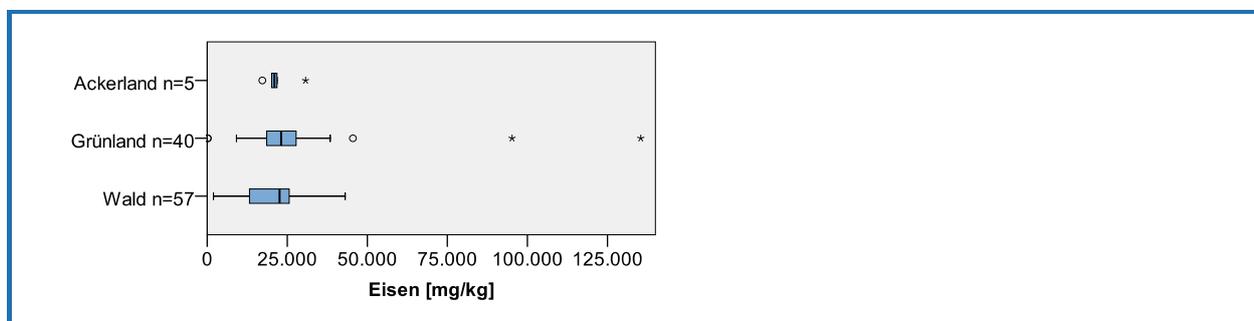


Abb. 12: Eisengehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet (Probenzahl und Quellen: siehe Tabelle 23)

Hiller (1996) kommt anhand eines Datenpool von 21 naturnahen sowie anthropogen tiefgründig bearbeiteten Böden sowie 37 urban-industriell veränderten Böden zu der Aussage, dass häufig eine Erhöhung der Fe- und Mn-Gehalte in den Auftragsböden des Ruhrgebietes gegenüber den naturnahen Standorten gegeben ist.

Diese Ergebnisse decken sich mit Untersuchungen von Höke (2003). Von insgesamt rund 250 Proben (Exstäube = ehemalige Stäube, technogene Substrate und vereinzelt auch naturnahes Bodenmaterial) aus Duisburg, Gelsenkirchen, Essen und Oberhausen zeigten 58 % Fe-Gehalte > 50 g kg<sup>-1</sup> und 39 % > 100 g kg<sup>-1</sup>. Proben mit mehr als 275 g kg<sup>-1</sup> Fe waren immer reine Exstäube. So enthalten 50 % aller Exstäube zwischen 78 bis 180 g kg<sup>-1</sup> Eisen. Diese im Vergleich zu den naturnahen Böden im Emscher-raum deutlich erhöhten Fe-Gehalte sind auf die hohen Fe-Anteile in Gicht-, Sinteranlagen- und auch Stahlwerksstäuben zurückzuführen. In allen Untersuchungsgebieten korrelierten die Fe-Gehalte mit der spezifischen magnetischen Suszeptibilität<sup>3</sup>, Pb, Cu und As. In einigen Gebieten bestehen auch Beziehungen zu Ni und Zn. Es lassen sich aber keine eindeutigen Beziehungen zwischen Fe und Cd herstellen. Die einfach zu messende spezifische magnetische Suszeptibilität erlaubt einige Ableitungen hinsichtlich der auftretenden magnetischen Fe-Oxide in den Böden: je höher die Anteile an magnetischen Fe-Oxiden und Hydroxiden (vor allem an Maghaemit und Magnetit) in den Böden, desto höher der Wert der spezifischen magnetischen Suszeptibilität.

<sup>3</sup> Vereinfacht ausgedrückt ist das eine Zahl, welche die Magnetisierfähigkeit einer Probe beschreibt.

Da die in Böden auftretenden **Fe-Oxide und -Hydroxide** unterschiedliche stoffspezifische Eigenschaften aufweisen (vgl. Tab. 14), muss die Art der jeweils in den Böden auftretenden Oxide und Hydroxide hier ebenfalls mitbetrachtet werden. Auch unterscheiden sich die Fe-Oxide in ihrem Ad- und Desorptionsverhalten anderer Stoffe im Boden. So binden z.B. die pedogenen Fe-Oxide spezifisch in starkem Maß Phosphate (Hiller 1996).

In den naturnahen, terrestrischen Böden der gemäßigten Breiten treten vor allem Goethit und Ferrihydrit auf. Goethit ist das am weitesten verbreitete Oxid in den Böden aller Klimate. Ferrihydrit findet sich vor allem in Fe-Oxid Anreicherungen von Gleyen (Konkretionen, Raseneisenerz) sowie in B-Horizonten von Podsolen). Er adsorbiert Silikat, Phosphat, Arsenat und organische Bestandteile. Oft wird durch diese Adsorption die Umwandlung von Ferrihydrit in stabilere, besser kristallisierte Fe-Oxide wie Goethit verhindert. Lepidokrokit ist häufig in tonreichen, carbonatfreien Stauwasserböden, in denen während der Staunässephasen  $\text{Fe}^{2+}$ -Ionen gebildet werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

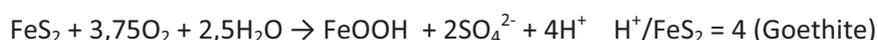
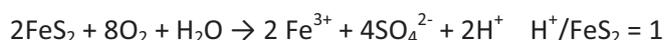
Hiller (1996) zeigte, dass viele Böden mit technogenen Substraten hinsichtlich ihres Verhältnisses der pedogenen, gut kristallinen Oxide (= dithionitlösliche Fe-Gehalte) zu den amorphen (oxalatlösliche Fe-Gehalte) deutliche Unterschiede zu den naturnahen Böden zeigen. Er konnte dies auf hohe Anteile der Fe-Oxide Magnetit, Maghaemit und auch Hämatit in den technogenen Bestandteilen zurückführen, die zu auffällig hohen Messwerten der oxalatlöslichen Fe-Gehalte führen.

Im Einzugsgebiet der Emscher finden sich hohe Anteile magnetischer Eisenverbindungen vor allem in Substraten, die mit Hochöfen und Sinteranlagen in Verbindung stehen (Gichtstaub, Filterstäube, Fe-reiche Schlacken). Maghaemit und Magnetit entstehen durch mineralogische Transformationen bei Verhüttungsprozessen der zur Roheisenherstellung eingesetzten Fe-Verbindungen. Maghaemit ist auch in Zementstäuben und Flugaschen der Kohlekraftwerke in größeren Anteilen nachweisbar (Magiera & Strzyszc 2000). In Hüttenstäuben wurde ein Magnetitanteil von 3 bis 5 % bestimmt und in Flugaschen zwischen 0,9 und 12,5 % Magnetit und zwischen 2 und 9,5% Hämatit (Strzyszc et al. 1988).

Vor allem über Stäube wurden die magnetischen Fe-Verbindungen flächendeckend in die Böden des Emscherraums eingetragen. Die untersuchten Aschen zeigten erhöhte, aber keine extremen Werte hinsichtlich ihrer spezifischen ferromagnetischen Suszeptibilität. Geringe magnetische Fe-Gehalte haben im Emscherraum Bergematerial aus der Steinkohlenförderung, natürliches Bodenmaterial, silikatreiche Sande, Zersatz von Hochofenschlacken und Mörtel (Höke 2003).

Eisen wurde in vielen stadtbodenkundlichen Arbeiten als potenzieller Bindungspartner der Schwermetalle mitgemessen. Eine systematische Auswertung der urbanen Böden hinsichtlich ihrer Eisengehalte ist aber bisher nicht erfolgt. Auch Messungen hinsichtlich der Löslichkeit der Fe-Verbindungen in den Böden mit technogenen Substraten, wenn diese zeitweise unter reduzierende Bedingungen geraten, wurden in der Literatur nicht gefunden. Daher kann hierzu mit Ausnahme der Substratuntergruppe Steinkohlenberge keine Aussage getroffen werden.

Sickerwasser aus pyrithaltigen ( $\text{FeS}_2$ ) Erz- oder Kohleablagerungen, im Emscherraum als Bergematerial bezeichnet, ist normalerweise sehr sauer. Das gründet sich auf die aus Sulfiden entstehende Schwefelsäure, die durch die bakterielle Oxidation von Pyrit gebildet wird. Da Pyrit ein Radikalfänger für toxische Metalle ist, enthalten die sauren Wässer davon oft hohe Mengen (Cornell & Schwertmann 2003). Die Menge der Säuren und der Typ von  $\text{Fe}^{3+}$ -Mineral, welcher gebildet wird, steht in Beziehung zum Grad der Fe-Hydrolyse:



Hiller (1996) beschreibt das Vorkommen von Jarosit in den Steinkohlenbergematerialböden des Ruhrgebietes.

Durch reduzierende Bedingungen kann es mithilfe von Bakterien zur Fe-Reduktion und Lösung kommen (vgl. auch Exkurs Verockerung).

Hinsichtlich der zurzeit erfolgenden Renaturierung der Gewässer im Emscherraum stellt sich die Frage, ob unerwünschte Verockerungen zu erwarten sind, wenn die Gewässer wieder an ihre Umgebung angebunden werden.

### Exkurs Verockerung

Die im Grundwasser enthaltene  $\text{Fe}^{2+}$ -Verbindungen oxidieren zu 3-wertigen und werden als Ocker (Eisenhydroxid, überwiegend Ferrihydrit) ausgefällt. Dabei handelt es sich um Fe-Hydrogencarbonat, -Sulfid, -Sulfat und -Phosphat, die entweder im Boden vorhanden sind (autochthone Verockerung) oder mit dem Grundwasser aus größerer Tiefe sowie aus Fremdgebieten herangeführt werden (allochthone Verockerung). Mit Verockerung ist zu rechnen in:

- Niederungen, besonders im Übergangsbereich von mineralischen zu organischen Böden und
- Böden mit Fremdwassereinfluss (stark vernässte, abflusslose Mulden, stark saure, tonreichen Böden (Ad-hoc-AG Boden 2005).

Pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) wird als Hauptursache der Verockerung angesehen (Jensen et al. 2004). Bei Sauerstoffzutritt wird das  $\text{Fe}^{2+}$  umgehend oxidiert, anschließende Niederschläge bedingen dann wieder die Reduzierung zu  $\text{Fe}^{2+}$  und die Auswaschung in Gewässer. Dadurch wird z.B. auch Arsen freigesetzt. Bei weiterer Erniedrigung des Redoxpotenzials kann As als Sulfid wieder festgelegt werden. Untersuchungen zeigten, dass der säureliebende  $\text{Fe}^3$ -reduzierende *Acidiphilium cryptum* ausgefallene Schwertmannite wieder auflösen kann und dass dabei Sulfat freigesetzt wird. Dagegen verbleibt arseniertes oder phosphoriertes Schwertmannite inaktiv, möglicherweise aufgrund der Biotoxizität (Regenspurg et al. 2002).

In reduzierenden Grundwasserleitern kann es zur Denitrifikation durch Pyrit aufgrund einer bakteriell katalysierten Reaktion (*Thiobacillus denitrificans*) kommen (Kölle et al. 1983). Hierbei zerfällt Pyrit ebenfalls in gelöstes Eisen und Sulfat. Dabei kann das acidophile Bakterium *Thiobacillus ferrooxidans* ( $2,5 < \text{pH} < 4,5$ ) die Reaktionsgeschwindigkeit um einen Faktor von 105 erhöhen. Die Reaktionsgeschwindigkeit und die negativen Auswirkungen der Verockerung werden durch die **Alkalinität**, den **pH-Wert** und die **Sauerstoffkonzentration** bestimmt.

Prange (2006) führt an, dass ein guter ökologischer Zustand laut EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL, 2000/60/EG) bei Auftreten einer Verockerung nicht möglich ist. Die Belastung der Organismen ergibt sich aus der Sauerstoffzehrung und der Senkung des pH-Wertes. Mit sinkendem pH-Wert wird die Toleranz der Fische gegenüber dem gelösten Eisen geringer. Es schlägt sich auf den Kiemen nieder und führt zum Erstickender adulter Fische sowie zu Missbildungen bei Jungfischen. Die durch das ausgefallene  $\text{Fe}^{3+}$  verursachte Trübung verringert die Futteraufnahme und verändert Artenzusammensetzung und Abundanz von Makrophyten und Phyto-benthos. Durch die Kolmation des Kieslückensystems werden Lebensräume benthischer Wirbelloser und Laichhabitate zerstört (Christensen & Marcus 1998; Prange 2006).

Die vorliegenden oder neu in den Böden und Gewässern ausfallenden Fe-Oxide binden Schwermetalle, Phosphat und auch Xenobiotika durch Oberflächenadsorption oder Inkorporation. Wann immer sich Ferrihydrit in der Natur bildet, fallen auch toxische oder unerwartete Elemente mit aus. Durch Lösung von Fe-Oxiden unter reduzierenden Bedingungen können diese Stoffe erneut freigesetzt werden. Die Freisetzung kann aber auch spontan durch Alterung erfolgen oder durch Erhitzung, welche Fe-Oxide zu weniger aktiven Formen verändert (Ferrihydrite zu Hämatit). Phosphat konkurriert hinsichtlich der Bindungsplätze mit Arsenat. Arsenat wird zu Teilen freigesetzt wenn sich Ferrihydrit beim Alterungsprozess in Goethit oder Hämatit umwandelt (Cornell & Schwertmann 2003).

### Beispielrechnung zur Quantifizierung der Auswirkungen der möglichen klimabedingten Veränderungen der Bodeneigenschaften auf die Fe-Freisetzung

Die mögliche Fe-Freisetzung aus den Böden durch den Klimawandel kann aufgrund der mangelnden Datenlage nur vereinfacht abgeschätzt werden.

#### Beispiel 3 – Stoffverlagerung: Größere Grundwasserschwankungsamplitude

**Profil K1:** Regosol aus Hortisol über relikter Gley-Braunerde

In Tabelle 24 sind die Eisengehalte eines relikten Gleys aus dem Einzugsgebiet der Emscher dargestellt (vgl. Foto 3, Kap 4.1.4).

Es wird angenommen:

- dass lokal durch die höheren Winterniederschläge ein Grundwasseranstieg bis zum Jahr 2100 um insgesamt 5 cm erfolgt,
- dass die anthropogenen Grundwasserabsenkungen im Gebiet des Beispielprofils eingestellt sind und bis in etwa 105 cm Tiefe wieder dauerhaft das Grundwasser ansteht,
- dass das Eisen weiterhin abtransportiert wird, wie die nur geringen Fe-Gehalte von  $6 \text{ g kg}^{-1}$  im rGr dieses Horizontes zeigen.

In dem Horizont über dem rGr liegen Eisengehalte von  $91,3 \text{ g kg}^{-1}$  vor. Daraus errechnen sich bei einer Trockenraumdichte von  $1,5 \text{ g cm}^{-3}$   $1.370 \text{ g Fe}$  auf  $1 \text{ cm}$  Bodenmächtigkeit pro  $\text{m}^2$ . Würden davon  $1.000 \text{ g}$  durch Reduktion der Eisenoxide freigesetzt, würde diese Menge ausreichen, um  $5.000 \text{ m}^3$  Niederschlagswasser auf eine Fe-Konzentration von  $0,2 \text{ mg l}^{-2}$  zu bringen. Ab  $0,2 \text{ mg l}^{-2}$  im Sicker- oder Grundwasser ist mit Verockerungen zu rechnen, wenn genügend Sauerstoff auftritt (vgl. Tab. 13). Bei einer wahrscheinlichen Grundwasserneubildung von rund  $250.000 \text{ m}^3$  pro  $\text{km}^2$  im Einzugsgebiet der Emscher (vgl. Tab. 11) würde es daher ausreichen, wenn das Grundwasser auf eine Fläche von  $500 \text{ m}^2$  in einem  $1 \text{ km}^2$  großem Einzugsgebiet um  $1 \text{ mm}$  ansteigt, um die „Schwellen“ für die Verockerung zu erreichen.

Tiefe	Horizont	Fe <sub>t</sub> [g kg <sup>-1</sup> ]
0	L	18
4	Ah	23,9
25	RAh1	21,8
38	RAh2	19,2
47	rGoSw1	17,2
54	rGoSw2	27,9
66	SwGo3	30,6
85	rGo1	34
93	rGo2	88,7
105	rGo3	91,3
117	rGr	6

Tab. 24: Eisengehalte im Profil K 2

Das Beispiel zeigt, dass bei 5 cm Grundwasseranstieg hier über 50 Jahre lang das Niederschlagswasser ausreichend hoch für eine nachfolgende Verockerung mit Fe befrachtet würde.

Auch in Pseudogleyen ist durch eine intensivere Vernässungsphase im Winterhalbjahr anzunehmen, dass es zu verstärkten Fe-Umlagerungen im Profil kommt. Inwieweit dabei auch Austräge in das Grundwasser erfolgen, ist zurzeit noch unklar. Hier fehlen Messdaten, da Eisengehalte im Sickerwasser von Böden oder technogenen Substraten nur selten bestimmt werden.

**Fazit Eisen:** In den Böden im Emscherraum tritt eine hohe räumliche Variabilität der Fe-Gehalte und Fe-Verbindungen auf. Es lässt sich zurzeit noch nicht ableiten, in welchen Horizonten und/oder Substraten urbaner Böden – vielleicht auch durch Umkristallisationsprozesse der amorphen in besser kristalline Fe-Oxide – höhere Fe-Konzentrationen im Sickerwasser entstehen.

Für die mögliche Eisenfreisetzung aus den Böden in das Grund- und Oberflächenwasser im Emscherraum sind alle naturnahen und urbanen grund- und stauwasserbeeinflussten Böden (Auenböden, Gleye und Pseudogleye) und von den terrestrischen urbanen Böden zumindest die Bergematerialböden und die Böden mit hohen (magnetischen) Eisenanteilen und hohen Gehalten an zersetzbarer organischer Substanz im Unterboden von besonderem Interesse. In letzteren kann durch die Zersetzung der org. Substanz der vorhandene Sauerstoff verbraucht werden, da in tieferen Bodenschichten die O<sub>2</sub>-Nachlieferung von der Oberfläche her nur langsam ablaufen kann. Dadurch treten dann reduzierende Verhältnisse auf. Ob aber dadurch nur lokale Fe-Umlagerungen erfolgen oder auch größere Fe-Mengen mit dem Sickerwasser ins Grundwasser gelangen können, ist noch unklar. Hierzu fehlen Untersuchungen.

Da durch die Klimaänderungen ein relevanter Einfluss auf die Redoxpotenziale in einigen Horizonten der Böden angenommen werden kann (vgl. Kapitel 5.1.2), ist anzunehmen, dass es in der Folge zu verstärkten Eisenumlagerungen in den Böden und auch aus den Böden in das Grund- und Oberflächenwasser hinein kommt.

### 5.3.3 Sulfat-Verlagerungspotenzial in naturnahen und urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher

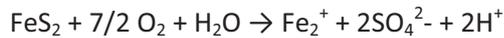
In den naturnahen Böden des humiden Klimabereichs beträgt der S-Gehalt meist 0,1 bis 0,5 g kg<sup>-1</sup>, kann aber in Mooren bis zu 10 g kg<sup>-1</sup> steigen und in sulfatsauren Marschen bis zu 35 g kg<sup>-1</sup> betragen. Der Schwefel liegt unter oxidierenden Bedingungen in oberflächennahen H-, O- und A-Horizonten zu 60 bis 98 % in organischer Bindung vor. In Unterböden überwiegen mineralische Bindungen (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Für Schwefel oder Sulfat liegen im FIS StoBo keine Daten für Gehalte in Böden vor. Auch existieren für Böden in Nordrhein-Westfalen keine landesweiten Hintergrundwerte für diese Stoffe.

Die SO<sub>4</sub>-Konzentration in der Bodenlösung der naturnahen terrestrischen Böden beträgt 5 bis 350, häufig 10 bis 150 mg l<sup>-1</sup>. In semiterrestrischen Böden liegen in der Regel höhere Konzentrationen vor (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Die S-Auswaschung betrifft vor allem die mobilen, pflanzenverfügbaren Sulfate, die auf Ackerböden mit pH-Werten > 5,5 und deshalb sehr geringer SO<sub>4</sub>-Sorption während des Winterhalbjahres zum größten Teil ausgewaschen werden. Je nach SO<sub>4</sub>-Vorrat und Sickerwassermenge in Mitteleuropa betragen die Auswaschungsraten 20 bis 120, im Mittel 50 bis 60 kg S ha<sup>-1</sup> a<sup>-1</sup>. Die Auswaschung von Sulfat ist stark vom Wasserspeichervermögen der Böden abhängig. So erfolgt in einem sandigem Podsol der Sulfattransport von der Oberfläche bis in 170 cm Tiefe innerhalb eines Jahres, wohingegen in einer Parabraunerde aufgrund der feikörnigeren Bodenart vier Jahre dafür benötigt werden (Scheffer & Schachtschabel 2002).

Im Emschergebiet besteht für Sulfat im Grundwasser nach derzeitigem Kenntnisstand eine flächige Belastung (= 30 % Überschreitungshäufigkeit des Gewässerzielwertes). Das 50. Perzentil für Sulfat liegt bei 250 mg l<sup>-1</sup> (MUNLV 2006). Der größte Anteil des Sulfates im Grundwasser stammt vermutlich aus den Bergehalden. Der Gehalt der Berge an Sulfiden im Ruhrgebiet erreicht im Mittel 1 bis 2 %. In der Berge liegt überwiegend Pyrit, aber auch Markasit vor (Schöpel & Thein 1991). Die Sulfatausträge erfolgen vor allem in den oft unzureichend verdichteten Randbereichen von Halden, wenn durch den Kontakt mit Niederschlagswasser und Luftsauerstoff lange anhaltende Oxidationsprozesse stattfinden:



Der Zeitraum der Sulfatfreisetzung ist stark abhängig vom Gehalt an Pyrit und der Pufferkapazität der Berge. Untergeordnet spielen aber auch Faktoren wie z.B. die Partikelgrößenverteilung und die Niederschlagshöhen und -verteilung eine Rolle. Der Verlauf der Sulfatkonzentration zeigt in Lysimeterversuchen klare jahreszeitliche Einflüsse. Die für den Sulfatgehalt verantwortliche Oxidation von Sulfiden wird wesentlich durch aerobe biochemische Prozesse gesteuert. Dabei sind Thio- und Eisenbakterien maßgeblich an der oxidativen Zerstörung der Sulfidminerale beteiligt. In der warmen Sommer- und Herbstperiode erreicht diese daher ihre größte Intensität und führt im Herbst und frühen Winter zu Höchstwerten der Sulfatkonzentration im Sickerwasser (Schöpel & Thein 1991).

Die Freisetzung von Sulfat wird aber auch wesentlich durch den Gehalt an organischer Substanz beeinflusst (Bielert et al. 1999; Durner 2001). Mit dem Sulfataustrag aus Bergematerial ist auch ein starker Fe-Austrag verbunden.

Bergematerial findet sich nicht nur in den Bergehalden, sondern ist auch eines der am weitesten verbreiteten technogenen Substrate in den urbanen Böden im Ruhrgebiet. So fanden Hiller & Meuser (1998) im Stadtgebiet von Essen Bergematerial in

- 75 % der Bolz- und Sportplätze (n = 11 Profile),
- 50 % der Rasen- und Ruderalflächen (n = 74 Profile),
- 60 % der Gärten (n = 23 Profile),
- 10 % der Äcker (n = 11 Profile).

Es ist davon auszugehen, dass auch aus einigen dieser Böden Sulfate ins Grundwasser gelangen. Da aber oft Mischungen mit puffernden technogenen Substraten auftreten, liegt hier ein schwer zu beurteilendes und auch noch nicht umfangreich untersuchtes Potenzial für Sulfat- und möglicherweise auch Eiseneinträge ins Grundwasser vor.

Neben dem Bergematerial enthalten aber auch Schlacken sowie Bau und Trümmerschutt relevante Mengen an Schwefel, welcher zu Sulfat reagiert.

Nach Untersuchungen von Mekiffer & Wessolek (2010) enthält Bauschutt etwa 750 mg kg<sup>-1</sup> SO<sub>4</sub>. Da 1 m<sup>3</sup> Bauschutt ca. 1,4 t wiegt, ergibt sich ca. 1 kg SO<sub>4</sub> pro m<sup>3</sup> Bauschutt. Im Ruhrgebiet liegen allein ca. 120 Mio. m<sup>3</sup> Trümmerschutt (<http://www.archive.nrw.de>). Daraus errechnet sich, dass darin 120.000 t Sulfat vorliegen, die im Laufe der Zeit durch die Verwitterung ins Grundwasser gelangen werden.

Die Schwefelgesamtgehalte zeigen in den untersuchten Bauschuttproben keinen signifikanten Zusammenhang mit den Sulfatgehalten (Mekiffer & Wessolek 2010).

Dass die Trümmerschutthalden in Berlin trotz ihrer puffernden Anteile im Schutt zu deutlichen Sulfateinträgen in das Grundwasser führen, zeigt Abbildung 13.

In älterer Hochofenschlacke wurden Sulfatgehalte von 1.400 bis 4.000 mg kg<sup>-1</sup> gemessen (Burghardt et al. 2000). Nach Krass & Vinkeloe (1975, in: Oetting 1980) enthielt Hochofenschlacke der August-Thyssen-Hütte in Duisburg-Beckerwerth 8.800 mg kg<sup>-1</sup> SO<sub>4</sub>, und Auslaugungsverluste von heutigen Hochofenschlacken betragen durchschnittlich 114 mg l<sup>-1</sup> Sulfat nach Drissen (1998, unveröffentlicht).

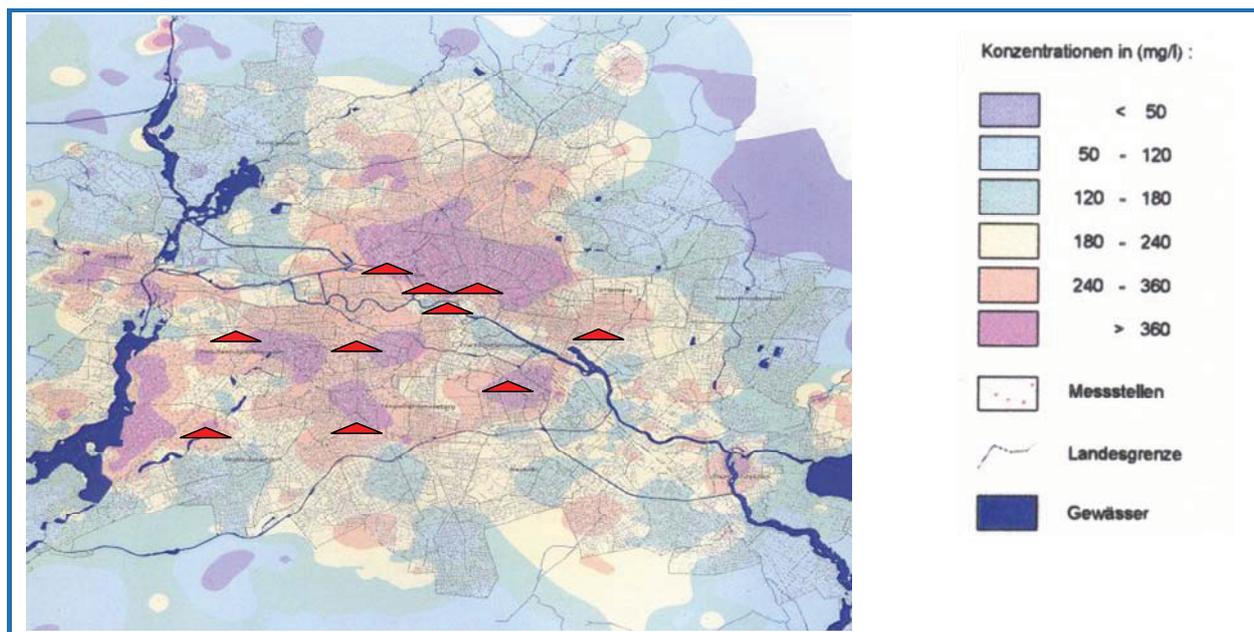


Abb 13: Sulfatkonzentrationen im oberen Grundwasserstockwerk Berlin (Quelle: Mekiffer & Wessolek 2010)

Durch die Sulfate können pH-Werte bis 2 im Boden hervorgerufen werden, wenn kein Carbonat mehr vorhanden ist und auch die weiteren Puffer ausgeschöpft sind. Dann kommt es zu massiven weiteren Stofffreisetzungen. Unter oxidierenden Bedingungen können sich aus Sulfat Anhydrit ( $\text{CaSO}_4$ ) und Gips ( $\text{CaSO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ ) sowie auch Jarosit bilden. Hiller (1996) beschreibt das Auftreten von Jarosit in den Bergematerialböden.

Die Sulfatlöslichkeit mit  $2.100 \text{ mg l}^{-1}$  und die Gipslöslichkeit mit  $2.400 \text{ mg l}^{-1}$  bei  $20 \text{ }^\circ\text{C}$  sind hoch. Gips wird stark durch Hydratation gelöst (auf diese Weise lösen sich die meisten Alkali- und Erdalkalichloride, -sulfate und -nitrate). Das bedeutet einen großen Einfluss des Bodenwasserhaushalts auf die potenzielle Sulfatfreisetzung.

Abgesehen vom Sulfataustrag aus Bergehalden ist das Wissen über den Sulfataustrag aus anthropogenen Böden noch sehr gering. Die Zwischenergebnisse des noch laufenden DFG-Projektes von Mekiffer & Wessolek (2010) zeigen aber, dass zumindest auch größere Trümmerschuttablagerungen erhöhte Sulfateinträge in das Grundwasser bedingen. Solcherart Einträge sind auch im relevantem Ausmaß für den Emscherraum anzunehmen.

Im Hinblick auf den Klimawandel lassen sich beim vorliegenden Wissensstand hinsichtlich der Sulfatauswaschung aus den Böden im Emschereinzugsgebiet folgende Annahmen treffen:

- Höhere Bodentemperaturen und über einen längeren Zeitraum im Jahr vorliegende höhere Bodentemperaturen werden, sofern es nicht zu trocken wird, die mikrobielle Oxidation von Pyrit verstärken, da sich die mikrobielle Aktivität erhöht. Dies würde eine Zunahme der Sulfat- und auch Eisenauswaschung ins Grundwasser aus Böden mit mächtigen und hohen Bergematerialanteilen verursachen. Wahrscheinlich nimmt dadurch auch die Sulfatmobilisierung in Bauschutt und Schlacken leicht zu.
- Die anzunehmende etwas schnellere Verwitterung junger, skelettreicher Böden (vgl. 4.1.4) führt zu einer Partikelzerkleinerung und damit zu einer vergrößerten Angriffsfläche für die Oxidation. Auch das lässt eine leichte Erhöhung der Sulfatauswaschung annehmen. Diesem Prozess wirkt dann aber vor allem in tonreichem Bergematerial möglicherweise die Abnahme der Luftkapazität

durch Einlagerung feinerer Partikel in die größeren Poren entgegen. Entstehen verstärkt Tonminerale und weiten sich diese durch Quellung auch noch auf, wird dadurch wahrscheinlich auch die Oxidation von Pyrit im Boden gehemmt, wenn diese Tonteilchen die Pyritpartikel ummanteln.

- Wenn in reduzierten Horizonten von Gleyen und Anmoorböden und Mooren Sulfide vorliegen, werden diese durch die möglicherweise erfolgende Tieferlegung der Obergrenzen der Gr-Horizonte, bedingt durch die trockeneren und längeren Sommer, aufoxidiert, und dadurch wird Sulfat gebildet. Infolgedessen nehmen die pH-Werte stark ab.

### Fazit Schwefel/Sulfat

Es ist anzunehmen, dass es durch den Klimawandel bedingt zu einer leichten Erhöhung der Sulfatausträge ins Grundwasser vor allem aus Bergematerialböden und vielleicht auch aus Böden mit Bau- und Trümmerschutt oder auch Schlacken kommen kann.

### 5.3.4 Benzo(a)pyrenverlagerungs- und -abbaupotenzial naturnaher und urbaner Böden im Einzugsgebiet der Emscher

PAK und damit auch Benzo(a)pyren werden durch unvollständige Verbrennung organischer Substanz (Kohle, Heizöl, Kraftstoffe, Holz) in die Atmosphäre abgegeben, dort verteilt und gelangen an Stäube gebunden dann durch Deposition in alle Böden.

Während in Ackerböden in Deutschland durchschnittlich 0,2 mg kg<sup>-1</sup> und in Waldböden 0,4 mg kg<sup>-1</sup> (hohe Gehalte in den Humusaufgaben) PAK-Gehalte vorliegen, sind es in Ballungsgebieten ca. 1,1 mg kg<sup>-1</sup> (Scheffer & Schachtschabel 2002). Die PAK-Belastung variiert aber stark von der Art und Dauer der Nutzung sowie der Beimischung technogener Substrate. Die höchsten PAK-Gehalte finden sich in Ruß, Aschen, Teer, Schlacke und auf Flächen von Kokereien, Gaswerken, Raffinerien, Holzschutzmittelabriken und der Aluminium- und Stahlproduktion. Böden solcher Altstandorte enthalten PAK in Größenordnungen von 40 bis 1.000 mg kg<sup>-1</sup> (Scheffer & Schachtschabel 2002). Tabelle 27 zeigt typische PAK-Gehalte in urbanen Böden.

Substrat	Σ 6 PAK (nach TVO) mg kg <sup>-1</sup>	Quelle
Trümmerschutt	2 bis 59	Renger & Mekiffer (1998)
Bauschutt	0,5 bis 6	Renger & Mekiffer (1998)
Müllkompost	20 bis 30	Martens (1982)
Kokereiflächen	18 bis 30	Tebaay et al. (1993); Lamar et al. (1994)
Holzimprägnierflächen	230 bis 360	Tebaay et al. (1993); Lamar et al. (1994)
Klärschlamm	1 bis 80	Litz & Müller (1994); Wild et al. (1990)
Straßenstandorte	1,6 bis 25	Fleischmann & Wilke (1991); Münch & Ulrich (1993); Tebaay et al. (1993)
Hausmüll	2,4 bis 13	Renger & Mekiffer (1998)

Tab. 27: Typische PAK-Konzentrationen in humosen Oberböden unterschiedlicher Nutzung und Exposition sowie in organischen Substraten (Renger & Mekiffer 1998)

Auch infolge von Hausbrand (Ofenheizung) und den Bränden des Zweiten Weltkriegs (Trümmerschutt) sind die PAK in städtischen Böden stark verbreitet (Renger & Mekiffer 1998). Kleingartenböden wurden häufig durch Komposte, Aschen, Schlacken, Bausschutt und Dachpappe mit PAK belastet, Straßenränder durch Kfz-Emissionen. Im Randbereich viel befahrener Straßen (5 bis 20.000 Kfz/d) betragen die Gehalte von Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benz(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen und Indenopyren 0,2 bis 2,7 mg kg<sup>-1</sup>. Auch Klärschlämme können hohe Gehalte aufweisen (Marschner 1997; Scheffer & Schachtschabel 2002; Achten & Hofmann 2009). Neuere Untersuchungen zeigen, dass auch unverbrannte Steinkohle durchaus eine Quelle für PAK im Boden sein kann (Achten & Hofmann 2009).

Nach Berechnungen von Wild & Jones (1995) befinden sich in Großbritannien 94 % aller in der Umwelt nachgewiesenen PAK-Vorräte in den obersten 15 cm Boden (Marschner 1997).

Im Grundwasser im Emschergebiet besteht für Summe PAK nach derzeitigem Kenntnisstand eine flächige Belastung (= 30 % Überschreitungshäufigkeit des Gewässerzielwertes). Das 50. Perzentil für die Summe PAK beträgt ca. 0,5 µg l<sup>-1</sup>. Bei den PAK-Belastungen im Grundwasser handelt es sich i.d.R. um größere, abgrenzbare Bereiche (z.B. Wanne-Nord, wo eine Vielzahl von Punktbelastungen vorliegt, die aber nur ‚im abgegrenzten Areal‘ zu einer flächigen Erhöhung der Konzentration führen = zonale Belastungen) (MUNLV 2006).

Aus dem Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung, dem FIS StoBo NRW (LANUV NRW 2010) lässt sich entnehmen, dass die BaP-Gehalte im westlichen Ruhrgebiet in Tiefen von 0 bis 30 cm in der Regel unter 100 µg kg<sup>-1</sup> liegen (siehe Tab. 25, Abb. 14). Dies bezieht sich auf Böden außerhalb von punktuellen oder kleinräumigen Belastungen wie z.B. Altlastenflächen. Ausreißer und Extremwerte bis zu 17.600 µg kg<sup>-1</sup> und weite Interquartilabstände weisen jedoch bei den siedlungstypischen Nutzungen wie Gärten, Wohnbauflächen und Park- und Freizeitanlagen auf erhöhte Gehalte und eine hohe Variabilität hin (vgl. Abb. 15).

	N	Minimum	Maximum	Mittelwert	Standardabweichung	10. Perzentil	50. Perzentil (Median)	90. Perzentil
Benzo(a)pyren [mg/kg]	733	0,010	17,599	0,437	0,965	0,035	0,170	0,100

\* Datenquellen: BBK Gelsenkirchen, BBK-Mülheim, BBK Essen, BBK Bottrop, BBK Duisburg, Schwermetalle in Duisburger Böden, BBK Oberhausen, BBK Wesel, BZE Wald, Geologischer Dienst, GLA-Daten Hornburg, LINEG KSV0 Flächen II; Tiefen 0 bis 150 cm u. GOK; rund 90 % der Proben aus 0 bis 30 cm u. GOK; Land-/Forstwirtschaftliche Flächen, Gärten, Park- und Freizeitanlagen, Wohnbauflächen, Brache, Friedhof (außerhalb von punktuellen oder kleinräumigen Schadstoffbelastungen).

**Tab. 25: BaP-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quelle: FIS StoBo NRW\*)**

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

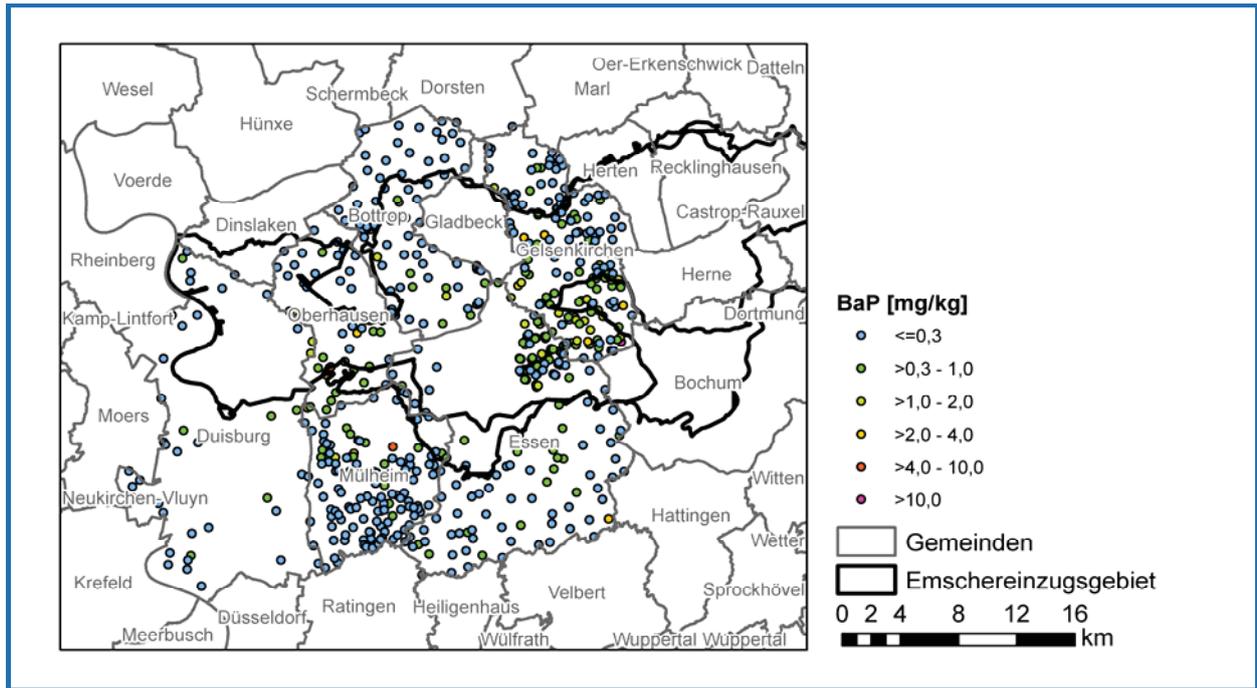


Abb. 14: BaP-Gehalte in Böden des westlichen Ruhrgebietes (Quellen: siehe Tab. 25)

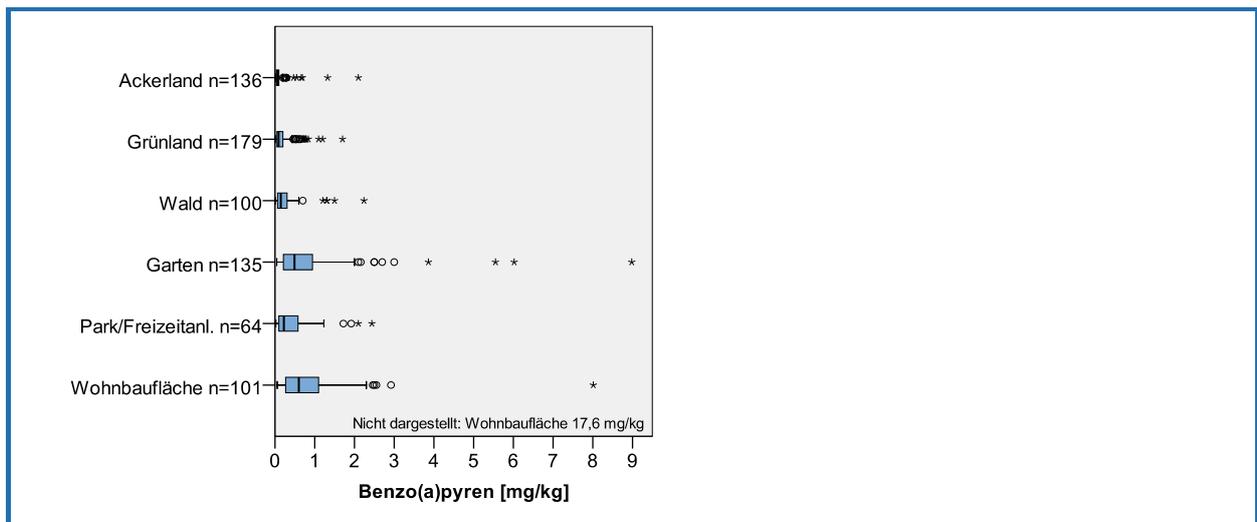


Abb. 15: BaP-Gehalte in Böden unterschiedlicher Nutzung im westlichen Ruhrgebiet (Quellen: siehe Tab. 26)

Im Vergleich zu den nutzungsspezifischen Hintergrundwerten für Schadstoffe in Oberböden Nordrhein-Westfalens (LUA NRW 2003) liegen die Gehalte von BaP auf Acker- und Grünlandflächen grundsätzlich im Bereich der landesweit in Ballungskernen verbreiteten Schadstoffgehalte. Oberböden unter Wald und Gärten zeigen gegenüber dem Hintergrund erhöhte BaP-Gehalte. Für die Einordnung der ebenfalls gegenüber den naturnahen Nutzungen erhöhten Gehalte der Park- und Freizeitanlagen und Wohnbauflächen liegen derzeit keine landesweiten Hintergrundwerte vor.

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

		Acker	Grünland	Wald Oberboden	Wald Auflage	Gärten	Park- und Freizeitanlagen	Wohnbauflächen
Hintergrundwerte Typ I*	N	173	100	23	19	54	-	-
	50. P.	0,08	0,09	0,06	0,32	0,40	-	-
	90. P.	0,24	0,30	0,81	1,21	1,41	-	-
Hintergrundwerte Typ II*	N	85	43	100	94	237	-	-
	50. P.	0,03	0,04	0,12	0,13	0,19	-	-
	90. P.	0,12	0,27	0,34	0,59	0,72	-	-
Hintergrundwerte Typ III*	N	136	94	52	55	131	-	-
	50. P.	0,03	0,03	0,07	0,24	0,12	-	-
	90. P.	0,07	0,10	0,23	0,57	0,50	-	-
Vergleichswerte westliches Ruhrgebiet**	N	136	179	100	-	135	64	101
	50. P.	0,06	0,09	0,15	-	0,49	0,23	0,60
	90. P.	0,21	0,54	0,48	-	1,84	0,99	1,97

\* Siedlungsstruktureller Gebietstyp:

Typ I = Ballungskern (>2000 Einwohner pro km<sup>2</sup> und Fläche > 50 km<sup>2</sup>),

Typ II = Ballungsrandzone und solitäre Verdichtungsgebiete (< 2000 Einwohner pro km<sup>2</sup>),

Typ III = Gebiete mit überwiegend ländlicher Struktur (<1000 Einwohner pro km<sup>2</sup>);

Zuordnung der Gebietstypen auf Gemeindeebene

kursiv: aufgrund geringem Stichprobenumfang nicht abgesichert

\*\* Quellen siehe Tabelle 25

**Tab. 26: Hintergrundwerte für BaP in Oberböden Nordrhein-Westfalens (Quelle: LANUV NRW 2003) und Vergleichswerte aus dem westlichen Ruhrgebiet**

Der Vergleich der stofflichen Bodenbelastung im westlichen Ruhrgebiet mit den Hintergrundwerten führt zu der Frage, inwieweit die landesweiten Hintergrundwerte für Schadstoffe in Böden für den Emscherraum repräsentativ sind. Auf Basis der durchgeführten Überblicksauswertung des FIS StoBo ist anzunehmen, dass z.B. für BaP regionale Hintergrundwerte die Situation der Oberböden unter Wald und in Gärten besser abbilden als landesweite Werte. Auch sollten für die urban überprägten Böden der siedlungstypischen Nutzungen eigene Hintergrundwerte abgeleitet werden, um die im FIS StoBo angedeutete höhere Schadstoffbelastung adäquat mit repräsentativen Hintergrundwerten zu belegen. Erfahrungsgemäß unterscheiden sich die Schadstoffgehalte nicht nur in Abhängigkeit von Depositionssituation und Nutzung, sondern auch je nach Ausgangssubstrat deutlich. Auch mit der Tiefe unter GOK können sich deutliche Unterschiede zeigen. Vor dem Hintergrund der künftigen Anforderungen an die Grundwasser- und Gewässerbewirtschaftung und an ein zweckmäßiges Bodenmanagement ist zu prüfen, wie die Schadstoffsituation in der Fläche des Emscherraumes unter Berücksichtigung urbaner Substrate und der Tiefenverteilung von Schadstoffen bestmöglich abgebildet werden kann. Als Datengrundlagen bieten sich die zahlreichen Messwerte zur stofflichen Bodenbelastung, wie z.B. FIS StoBo inkl. ergänzender Daten aus Bodenbelastungskarten, und weitere Bodendatenbanken des Geologischen Dienstes und der Emschergenossenschaft an. Es ist jedoch absehbar, dass zur Erfassung der substrattypischen Schadstoffbelastung ergänzende Analysen von Bodenproben aus dem urbanen Bereich erforderlich sind. Zur Übertragung in die Fläche kommen Geodaten zur Verbreitung von Bodenaufbau und -eigenschaften, zu Landnutzung und zur historischen Entwicklung in Frage. Hierbei können Erfahrungen aus der Erstellung digitaler Bodenbelastungskarten für den Siedlungsbereich genutzt werden.

Die organische Substanz ist der wichtigste Sorbent. Tonminerale spielen für die Bindung von BaP eine untergeordnete Rolle, da die Sorption an die polaren Oberflächen durch Wasser stark behindert wird und daher nur im völlig trockenen Zustand eine Rolle von gasförmig oder mit org. Lösungsmitteln eingetragenen hydrophoben Stoffen spielt. Hydrophobe org. Verbindungen besitzen eine hohe Affinität für gelöste org. Stoffe. Das spielt eine wichtige Rolle bei der Mobilität, beim Transport und bei der Bioverfügbarkeit (Marschner 1997).

Saure Böden mit einer geringen biologischen Aktivität können hohe Konzentrationen an gelösten organischen Stoffen aufweisen (Scheffer & Schachtschabel 2002). Auch kann es zu einer Löslichkeitserhöhung durch Lösungsvermittler oder zu einer Löslichkeitsverringerung durch die Kolloidbindungen kommen (Litz et al. 2004). Beim Unterschreiten eines Grenzkorndurchmessers erfolgt ein partikulärer Transport im Boden (Entenmann & Pulkowski 2010).

Je nach Persistenz der Stoffe finden schon unmittelbar nach dem Eintrag auf der Bodenoberfläche photochemische Abbauvorgänge unterschiedlicher Intensität unter dem Einfluss der UV-Strahlung des Sonnenlichts statt. Nach Eintrag in die Böden setzen dann chemische Zerfallsprozesse (Hydrolyse, Oxidation, Katalyse, Reduktion, anaerobe Dechlorierung) und vor allem mikrobielle Abbauvorgänge ein (Scheffer & Schachtschabel 2002). Der biologische Abbau durch Bakterien und Pilze dominiert in der Regel, da von Mikroorganismen nur Stoffe abgebaut werden können, die infolge ihrer Wasserlöslichkeit auch in der Bodenlösung vorliegen.

### **Beispielbetrachtungen zur Quantifizierung der Auswirkungen der möglichen klimabedingten Veränderungen der Bodeneigenschaften auf die BaP-Freisetzung**

Zur Abschätzung, ob es durch den Klimawandel zu Veränderungen im Boden kommt, die eine erhöhte BaP-Freisetzung ins Grundwasser bedingen, konnte ALTEX-1D nicht genutzt werden. Das ist bedingt durch die geringe Löslichkeit dieses PAK, wodurch ein einfacher Humusabbau, wie er in dem Programm simuliert werden kann, nicht zu einem erhöhten Grundwassereintrag führt.

Eine alternative Beispielrechnung nach der Schätzmethode der LBEG Niedersachsen (2004) erbrachte das Ergebnis, dass die potenzielle Auswaschung und Grundwasserbeeinträchtigung durch BaP-Freisetzung aus der gekappte Parabraunerde (vgl. Kapitel 4.1.4) gering einzustufen ist. Dies ist bedingt durch die hohe Bindung in dem Boden vor allem durch die org. Substanz. Die Eliminierung von BaP ist sehr gering bis gering einzustufen. Durch die mit fortschreitendem Klimawandel zunehmenden Temperaturen im Oberbodenbereich ist aber mit einer leichten Erhöhung der Eliminierung für BaP zu rechnen. Diese Anteile gehen nach derzeitiger Kenntnis überwiegend in die Gasphase über und werden das Grundwasser nicht belasten.

Ob durch einen möglichen Humusabbau im Boden auch verstärkt lösliche organische Substanzen gebildet werden, die dann BaP mit sich im Profil nach unten verlagern können, ist nachzeitigem Wissensstand hier noch nicht aussagbar.

BaP kann, wenn Schrumpfrisse in den Böden vorliegen, über einen partikulären Transport in tiefere Bodenbereiche gelangen. Dort ist der mikrobielle Abbau verlangsamt, aber das bedeutet noch nicht, dass sich die Einträge in das Grundwasser erhöhen, sondern zunächst nur eine Umverteilung im Boden.

**Fazit Benzo(a)pyren:** Im Hinblick auf den Klimawandel lassen sich beim vorliegenden Wissensstand hinsichtlich der Benzo(a)pyren-Einträge ins Grundwasser durch klimabedingte Änderungen von Bodenmerkmalen keine bedeutsamen Veränderungen vermuten. Unsicherheiten und weiterer Forschungsbedarf bestehen aber hinsichtlich einer Mobilisierung in Verbindung mit gelösten organische Substanzen (DOC).

## 5.4 Übertragung auf das Emschergebiet

Eine Übertragung auf das Emschergebiet kann hinsichtlich der potenziellen Stoffausträge aus den Böden in die Grund- und Oberflächengewässer sinnvoll erst erfolgen, wenn Kartengrundlagen zur Verfügung stehen, die die flächenhaft vorliegenden urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher mit abbilden (vgl. Kapitel 3). Eine alleinige Berücksichtigung der naturnahen Böden wäre hier wenig zielführend, da die betrachteten potenziellen Schadstoffe vor allem den technologischen Substraten aus den urbanen Böden entstammen.

Wie ein solches Bodeninformationssystem aussehen kann, wird kurz in Kapitel 7 umrissen.

## 6 Zusammenfassung

In dem *dynaklim*-Arbeitspaket 3.2 werden die Grundlagen für die zukünftige Grundwasserbewirtschaftung in der Emscher-Lippe-Region gelegt. Das wichtigste Planungs- und Prognoseinstrument sind flächige Grundwassermodelle. Eine der wichtigsten Eingangsgrößen der Modelle ist die Grundwasserneubildung. Die Neubildung ist nicht nur abhängig von der Niederschlags- und Verdunstungshöhe, sondern auch sehr wesentlich vom Bodenwasserhaushalt. In Verbindung mit veränderten Schadstoffverlagerungs- und Abbaupotenzialen der Böden wird die Grundwasser- und letztlich auch die Oberflächenwasserqualität beeinflusst.

Aus diesem Grund werden in dem **Arbeitspaket A3.2.1** untersucht und nach Möglichkeit quantifiziert welche Prozesse und Bodeneigenschaften (bzw. der die Sickerwasserraten beeinflussenden Bodenmerkmale) sich durch die erwarteten Klimaänderungen verändern. Dies erfolgt unter besonderer Berücksichtigung der urbanen Böden.

Im **Arbeitspaket 3.2.2** wird die klimabedingte Veränderung des Schadstoffverlagerungs- und Schadstoffabbaupotenzials von Böden und dessen Einfluss auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität betrachtet.

### Bodenwasserhaushalt

Zur Bearbeitung der Fragestellung wurden exemplarisch Böden aus dem Emscherraum ausgewählt. Dabei stehen die naturnahen Beispielböden repräsentativ für flächenmäßig besonders häufig auftretende sowie im Wasserhaushalt relevante Bodentypen. Bei den urbanen Böden wurden möglichst unterschiedliche Ausprägungen gewählt, die häufiger vorliegen (z.B. Lößlehmdecke über Bau- oder Trümmerschutt), sowie Böden, die Hinweise für Fragestellungen in weiteren *dynaklim*-Teilprojekten liefern.

Die Berechnungen der mittleren jährlichen Sickerwasserraten ( $SWR_j$ ) erfolgten mit dem TUB\_BGR-Modell, da es viele der klimasensitiven Bodenmerkmale (z.B. Korngrößenzusammensetzung, Humusgehalte, Trockenraumdichte) berücksichtigt.

Der Vergleich der Sickerwasserraten der naturnahen Böden mit denen der urbanen Böden erbrachte im Mittel deutlich höhere jährliche Sickerwasserraten für die urbanen Böden. Dieses Ergebnis deckt sich mit Literaturangaben und ist auf die speziellen Merkmale der Stadtböden (z.B. hohe Grobbodenanteile) zurückzuführen.

Die Bodenkarte 1:50.000 (BK50) vom GD NRW stellt die bisherige Basis für die Quantifizierung des Bodenwasserhaushalts in den Grundwassermodellen dar. Die BK50 weist rund 10 % anthropogen überprägte Böden im Einzugsgebiet der Emscher auf. Eine Recherche vorliegender Stadtbodeninformationen zeigt, dass der Flächenanteil urbaner Böden heute im Einzugsgebiet der Emscher nicht mehr 10%, sondern 40 % und in einigen stark industriellen Teileinzugsgebieten auch bis zu 70% beträgt.

Nach den Beispielberechnungen ergeben sich daraus ca. 10 % höhere Grundwasserneubildungsraten im Emscherraum. In Teileinzugsgebieten sind ca. 20 % höhere Grundwasserneubildungsraten möglich.

Die wahrscheinliche klimabedingte Veränderung der Bodenmerkmale, bezogen auf einen Betrachtungszeitraum bis zum Jahr 2100, führt in den Simulationen der Sickerwasserraten zu gegenläufigen Entwicklungen: Je nach betrachtetem Prozess und Boden lässt sich eine Sickerwassererhöhung von + 5 % bis + 9 % oder eine Sickerwasserabnahme von - 3 % bis - 9 % berechnen. Es sind durch den Klimawandel verursachter Humusabbau, Tonverlagerung, Schrumpfrisse und größere Grundwasseramplituden, wodurch sich die Sickerwasserraten in einigen Böden wahrscheinlich erhöhen. Von den ersten drei dieser Prozesse können die im Emscherraum am weitesten verbreiteten naturnahen Böden, die Parabraunerden, betroffen sein. Somit kann es in entsprechenden Teilgebieten klimawandelbedingt durch die Veränderung der Bodenmerkmale zu einer relevanten Erhöhung der Sickerwasserraten kommen. Diese Sickerwassererhöhung ist auf die Zunahme zu addieren, die anzunehmen ist, wenn sich die Niederschlagsjahressummen erhöhen und wenn Verschiebungen der Niederschläge ins Winterhalbjahr hinein stattfinden.

Abnehmende Sickerwasserraten sind für Grundwasserböden und für viele urbane Böden anzunehmen. In den Grundwasserböden sind es die größeren Grundwasserschwankungen, die zur Abnahme der Sickerwasserraten führen. Grundwasserböden liegen im stark besiedelten Emscherraum aber kaum noch vor.

In den urbanen Böden werden im Laufe der Jahrhunderte die Sickerwasserraten durch Verwitterung der oft skelettreichen Substrate ebenfalls deutlich abnehmen. Unter den getroffenen Ansätzen errechnen sich hierfür bis zu 9 % geringere Sickerwasserraten als Heute. Der Klimawandel beschleunigt die Verwitterungsprozesse, die tatsächlichen Zeiträume hierfür sind aber noch unklar.

Die Verschiebungen der Sickerwasserraten durch klimabedingte Veränderungen der Bodeneigenschaften können in konkreten Einzugsgebieten eingerechnet werden. Voraussetzung dafür ist ausreichendes Wissen über die tatsächlich vorliegenden Böden, die Grundwasserflurabstände und eine Berechnung der ‚zukünftigen‘ Sickerwasserraten anhand einer größeren Anzahl von Böden aus dem Betrachtungsraum.

**Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass es in Teileinzugsgebieten durch eine klimawandelbedingte Veränderung der Bodeneigenschaften zu relevanten Zu- oder Abnahmen der Sickerwasserraten kommen kann. Bezogen auf das gesamte Einzugsgebiet der Emscher können sich die gegenläufigen Prozesse ausgleichen.**

### Schadstoffverlagerungs- und Abbaupotenzial

Die Wasserqualität in den Fließgewässern bei Trockenwetterabfluss (z.B. im Sommer) wird vor allem durch die Qualität des aussickernden Grundwassers und des Grundwasser bestimmt, das aus den Poldergebieten aufgrund der Grundwasserbewirtschaftung in die Gewässer eingeleitet wird. Dieses wird wiederum durch die bereichsweise verbreiteten Hintergrundbelastungen mit Schadstoffen geprägt. Bislang spielte die Grundwasserqualität eine untergeordnete Rolle, da in den mit Sohlshalen ausgebauten Schmutzwasserläufen (vor dem Emscherumbau) Grund-, Regen- und Abwasser gemeinsam abgeführt wurde.

Im **Arbeitspaket A 3.3.2** werden deshalb die Bodeneigenschaften, die das Schadstoffverlagerungs- und Schadstoffabbau-potenzial in Böden und dessen Einfluss auf die Grundwasser- und Oberflächenwasserqualität maßgeblich beeinflussen, beschrieben und deren Veränderungen infolge der zu erwartenden Klimaänderungen nach Möglichkeit quantifiziert.

Hierzu wurden die Stoffe Cadmium (Cd), Eisen (Fe), Schwefel/Sulfat ( $S/SO_4^{2-}$ ) und Benzo(a)pyren ausgewählt als Vertreter der Stoffgruppen anorganische Schadstoffe, Oxide und Hydroxide, Salze und persistente organische Schadstoffe. Wie im Arbeitspaket 3.3.1 wurden sowohl naturnahe als auch urbane Böden betrachtet. Vor allem durch Industrie, Kriegsgeschichte und diffuse Einträge enthalten urbane Böden ein hohes Schadstoffpotenzial.

Die wichtigsten auf die Stofffreisetzung ins Grundwasser und den Stoffabbau wirkenden Bodenmerkmale sind die vorliegenden Schadstoffmengen, die Menge und Art der Bindungspartner, die vorherrschenden Puffer- und Redoxsysteme und die Sickerwassermengen sowie deren Verweilzeit.

Die Schadstoffmengen können in einigen Horizonten durch die angenommenen Klimaänderungen durch verstärkte Tonverlagerung und verstärkte Verwitterung skelettreicher junger Böden leicht zu- oder abnehmen. Dieses betrifft primär Cd, Fe und BaP. BaP kann auch, vor allem im Oberboden, durch die erhöhte mikrobielle Aktivität etwas schneller abgebaut werden. Die Veränderungen hinsichtlich der Schadstoffmengen werden aber nicht als so relevant angesehen, dass es dadurch zu verstärkten Stoffeinträgen ins Grundwasser kommen wird.

Die Menge und Art der Bindungspartner für die Beispielstoffe dagegen kann sich in einigen Bodenhorizonten durch die angenommenen Klimaänderungen in einem relevanten Ausmaß verändern. In Abhängigkeit vom Aufbau des gesamten Bodenprofils und dem Grundwasserflurabstand sind hierdurch bedingt durchaus relevante Stoffeinträge ins Grundwasser vorstellbar.

Die Puffersysteme können sich in einigen Bodenhorizonten leicht verändern. Relevante Stoffeinträge ins Grundwasser dadurch sind aber nur anzunehmen, wenn sich auch die Art der Bindungspartner oder die Redoxbedingungen verändern. Durch die leicht erhöhte Auswaschung basisch wirkender Kationen können die Böden auch etwas schneller versauern. Letzteres kann im Emscherraum vor allem bereits saure Böden unter Wald und auch in Parkanlagen relevant betreffen. Viele urbane Böden besitzen noch hohe Säureneutralisationskapazitäten (z.B. durch Bausschuttanteile).

Sollte es durch die angenommenen Klimaänderungen zu höheren Jahresniederschlägen sowie zu einer Umverteilung der Niederschläge hin zum Winterhalbjahr kommen, können sich die Redoxsysteme in einigen Bodenhorizonten so relevant verändern, dass dadurch erhöhte Stoffeinträge ins Grundwasser folgen. Dies betrifft vor allem Fe,  $SO_4^{2-}$  und untergeordnet Cd.

Die Höhe der Stoffverlagerung innerhalb eines Bodens und die Höhe des Austrags aus dem Boden werden maßgeblich von der Sickerwassermenge mitbestimmt. Da die Sickerwassermengen durch den Klimawandel bedingt in Teileinzugsgebieten in relevantem Ausmaß zu- oder abnehmen können, kann sich dadurch auch die Stoffverlagerung in einem relevanten Ausmaß verändern.

Die Einzelbetrachtung der Beispielstoffe zeigt, dass der angenommene Klimawandel unterschiedlich auf die Stoffgruppen wirkt.

So lassen sich beim vorliegenden Wissensstand hinsichtlich der Benzo(a)pyren-Einträge ins Grundwasser keine bedeutsamen Veränderungen vermuten. Unsicherheiten und weiterer Forschungsbedarf bestehen aber hinsichtlich einer möglichen Mobilisierung dieser Stoffe in Verbindung mit gelösten organische Substanzen (DOC).

Eine verstärkte Cadmiumfreisetzung aus den Böden ins Grundwasser ist am wahrscheinlichsten als Begleitelement von Oxiden oder Sulfiden. Für die Eisenoxide und -hydroxide sowie Sulfat scheint ein erhöhter Austrag aus den Böden ins Grundwasser durch den Klimawandel wahrscheinlich. Für Sulfat ist anzunehmen, dass es aus Bergematerialböden und aus Böden mit Bau- und Trümmerschutt oder auch Schlacken zu erhöhten Sulfatausträgen kommen kann. Hinsichtlich der Eisenfreisetzung in das

Grund- und Oberflächenwasser sind alle naturnahen und urbanen grund- und stauwasserbeeinflussten Böden (Auenböden, Gleye und Pseudogleye) sowie von den terrestrischen urbanen Böden zumindest die Bergmaterialböden und die Böden mit hohen (magnetischen) Eisenanteilen und hohen Gehalten an zersetzbarer organischer Substanz im Unterboden von besonderem Interesse. Hinsichtlich des tatsächlichen Ausmaßes der Eisenfreisetzung besteht aber noch Untersuchungsbedarf.

**Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass einige Schlüsselfaktoren zur potenziellen Stofffreisetzung, die Menge und Art der Bindungspartner, die Redoxpotenziale und die Sickerwasserraten sich klimawandelbedingt abhängig vom Bodentyp relevant verändern können. Daraus ergibt sich, dass für Eisen und Sulfat erhöhte Stoffausträge ins Grundwasser wahrscheinlich sind, möglicherweise gilt dies als Begleitelement auch für Cadmium. Für Benzo(a)pyren wird nach derzeitigem Kenntnisstand kein erhöhter Eintrag in das Grundwasser angenommen.**

## 7 Forschungsbedarf

Dieser Bericht zeigt, dass der Einfluss der urbanen Böden auf die sich bildenden Sickerwassermengen relevant ist. Auch stellen die urbanen Böden eine potenzielle Quelle der hier betrachteten Stoffe für den Pfad Boden-Grund- und Oberflächengewässer dar.

Es besteht daher erheblicher Bedarf an Kenntnissen über die tatsächliche räumliche Ausdehnung und physikalische und stoffliche Zusammensetzung der urbanen Böden im Einzugsgebiet der Emscher. Diese Kenntnislücke kann durch ein GIS-gestütztes urbanes Bodeninformationssystem zumindest zu einem großen Teil geschlossen werden. Dazu müssen aber die vorhandenen Datengrundlagen noch aufgabenstellungsorientiert zusammengefasst werden.

Liegen die oben genannten Erkenntnisse vor, können sowohl die heutigen als auch die zukünftigen Sickerwasserraten als Eingangsdaten für das Grundwassermodell der Emscher verwendet werden. Auch die heutigen und zukünftigen Stoffeinträge ins Grund- und Oberflächenwasser aus den Böden lassen sich dann zumindest konkreter abschätzen als derzeit.

Es besteht noch ein Forschungsdefizit hinsichtlich der Verwitterungs- und Bodenbildungsprozesse und der Stoffverlagerungsprozesse in den urbanen Böden und der daraus folgenden tatsächlichen Stoffausträge ins Grundwasser. Vor allem Eisen wurde bisher nicht ausreichend betrachtet, abgesehen von der Pyritverwitterung in Bergmaterial.

## LITERATURVERZEICHNIS

- Achten, C. & Hofmann, T. (2009): Nativ polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in coals – A hardly recognized source of environmental contamination. Review. Science of the total Environment 2009. 13p.
- Ad-hoc-AG Boden (2003): Mittlere jährliche Sickerwasserrate aus dem Boden (SWRj). Geologisches Jahrbuch, Sonderhefte Reihe G Informationen aus den Bund/Länder-Arbeitsgruppen der Staatlichen Geologischen Dienste, Heft SG1.
- Ad-hoc-AG Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung.
- Alloway, B.J. (Hrsg.) (1999): Schwermetalle in Böden. Analytik, Konzentrationen, Wechselwirkungen. Springer, Berlin.
- Bädjer, N. (2000): Zum Einfluss der Porositätsmerkmale von Stadt- und Industrieböden auf die Stoffkonzentrationen von Sickerwasser – dargestellt am Beispiel von bauschutt-, aschen-, schlacken- und schlammhaltigen Böden. Essener Ökologische Schriften, Bd. 14. Westarp-Wissenschaften. Dissertation.
- BBodSchG – Gesetz zum Schutz vor schädlichen Bodenveränderungen und zur Sanierung von Altlasten vom 17. März 1998. In: BGBl. I 1998, S. 502.
- BBodSchV – Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung vom 12. Juli 1999. In: BGBl. I 1999, S. 1554.
- Bielert, U., Heinrichs, H. & Becker, K.-W. (1999): Validierung von Boden-Eluat-Gehalten zur Prognose von Inhaltsstoffen des Boden-Sickerwassers für das untergesetzliche Regelwerk / BBodSchV. UBA-Texte 86/99. Umweltbundesamt, Berlin.
- Borken, W. & Matzner, E. (2009): Reappraisal of drying and wetting effects on C and N mineralization and fluxes in soils. Global Change Biology, 15, 808-824.
- Burghardt, W. (1991): Wasserhaushalt von Stadtböden. In: Schuhmacher, H. & B. Thiesmeier (Hrsg.): Urbane Gewässer. Reihe Ökologie 4, Westarp-Wissenschaften, S. 311-316.
- Burghardt, W.; D. Conze; P. Scholten (2000): The formation and occurrence of Carbonatosols on slag from iron works. In Proceedings, Vol.1: The unknown urban soil, detection, resources and faces. First International Conference on Soils of Urban, Industrial and Mining Areas. University of Essen, Germany, July 12-18, 2000: 283-288.
- Burghardt, W.; D. Hiller; Dornauf, Ch. & Scholten, P. (2000A): Guide Excursion A: Man modified soil. Profiles of the First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, SUITMA 2000, University of Essen.
- Burghardt, W.; Höke, S.; Bädjer, N.; Dornauf, Ch.; Kuylaars, K.; Scholten, P. & Conze, D. (2000B): Guide Excursion B: Soils from man-made substrates (rubble, waste, sludge, ash, slag). Profiles of the First International Conference on Soils of Urban, Industrial, Traffic and Mining Areas, SUITMA 2000, University of Essen.
- Burghardt, W & Milbert G. (2007): Rhine-Ruhr Area. In: WRB Technosols- Stagnosols-Tour 2007 in Germany. Excursion Guide (Lehmann, A. Edi).
- Christensen L.B. & Marcus, E. (1998): Okkerundersøgelse – Forskriter for vedligeholdelse af okkerbelastede vandløb [Ochre investigations – Instructions for maintenance of ochre polluted streams]. Sag nr. 132-97065. Hedeselskabet Viborg.
- Cornell, R.M. & Schwertmann, U. (2003): The iron oxides. Structure, Properties, Reaction Occurrences and Uses. 2nd ed., Wiley-VCH; 613 pp.

David, S. & Schneider, J. (2008): Bodenbewertung mit MeMaS\_urban – die Funktion „Wasserhaushalt“. In: Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften. Funktionsbestimmung urbaner Böden im kommunalen Flächenmanagement, Heft 9, S. 69-80.

DIN ISO 15175 (2005): Bodenbeschaffenheit. Ermittlung von Kennwerten des Bodens hinsichtlich des Wirkungspfades Boden – Grundwasser.

dr. papadakis GmbH (2010): Informationen zu regionalen Klimamodellen – Internes Papier. Hattingen

Duijnisveld, W.H.M.; Dittrich, K.; Gäbler, H.-E.; Klump, G. & Utermann, J. (2006): Überprüfung und Fortschreibung der Vorsorgewerte für Böden nach BBodSchV. Teilvorhaben II: Hintergrundkonzentrationen für anorganische Spurenstoffe im Sickerwasser und oberflächennahen Grundwasser repräsentativer Standorte. UBA-Forschungsbericht 201 71 242 / 02. UBA-Texte, Umweltbundesamt, Dessau (Veröffentlichung in Vorbereitung).

Durner, W. (2001): Sickerwasserprognose aus naturwissenschaftlicher Sicht. In: Proceedings des GAB Altlastensymposiums 2001, 21. und 22. Mai 2001, Nürnberg, S. 1-11.

European Union Report 21319 EN/6 (2004): TG5 - Soil Sealing, Soils in urban Areas, Land Use and Land Use Planning.

Fangmeier, A. (2002): Globaler Klimawandel: direkte Wirkungen auf Nahrungspflanzen. 34. Hohenheimer Umwelttagung 2002. Tagungsband, S. 51-60.

Gerth, J. (2007): Konzepte zur Bewertung des Schadstoffpfades Boden-Grundwasser: In: Grundwasser und Boden – Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserprognose in der Praxis. Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften, Heft 8, S. 1-9.

GLA (2000): Geologische Karte von Nordrhein-Westfalen 1:000.000. Erläuterungen zu Blatt C4706 Düsseldorf Essen. Hrsg. v. Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen, Krefeld.

GLA (2000): Stoffbestand, Eigenschaften und räumliche Verbreitung urban-industrieller Böden. Ergebnisse aus dem Projekt Stadtbodenkartierung Oberhausen-Brückentorviertel. Scriptum Arbeitsergebnisse aus dem Geologischen Landesamt Nordrhein-Westfalen, Heft 7.

Harlaß, R. (2008): Verdunstung in bebauten Gebieten. Dissertation. Fakultät Bauingenieurwesen der Technischen Universität Dresden.

Heathcote, J.A.; Lewis, R.T. & Soley, R.W.N. (2004): Rainfall routing to runoff and recharge for regional groundwater resource models. Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrology, 37, pp. 113-130.

Herms, U. & Brümmer, G. (1980): Einfluss der Bodenreaktion auf Löslichkeit und tolerierbare Gesamtgehalte an Nickel, Kupfer, Zink, Cadmium und Blei in Böden und kompostierten Siedlungsabfällen. Landwirtschaftliche Forschung 33, 4, S. 408-423.

Hiller, A.D. (1996): Merkmale und chemische Eigenschaften urban-industriell beeinflusster Böden des Ruhrgebiets. Habilitationsschrift, Universität GH-Essen.

Hiller, A.D. & Meuser, H. (1998). Urbane Böden. Springer-Verlag. Berlin – Heidelberg – New York.

Höke, S. (2003): Identifizierung, Herkunft, Mengen und Zusammensetzung von Exstäuben in Böden und Substraten des Ruhrgebiets. Essener Ökologische Schriften, Bd 20. Westarp-Wissenschaften. Dissertation.

Höke, S. (2009): Weiterentwicklung und Validierung der Funktionsbewertung für urbane Böden. In: Rück, F; von Dressler, H.; Höke, S.; Rolf, M.; Thierer, K.; David, S.; Schneider J. (2009): Funktionsbewertung urbaner Böden und planerische Umsetzung im Rahmen kommunaler Flächenschutzkonzeptionen. Endbericht. BMBF REFINA-Forschungsvorhaben, Förderkennzeichen 0330728.

Hölting, B.; Haertlé, T.; Hohberger, K.-H.; Nachtigall, K.H.; Villinger, E.; Weinzierl, W. & Wrobel, J.-P. (1995): Konzept zur Ermittlung der Schutzfunktion der Grundwasserüberdeckung. Geol. Jb. C 63. S. 5-24.

Horn, R. & Taubner, H. (1997): Wasser- und Lufthaushalt. In: Blume, H.-P. & Schleuss, U. (Hrsg.) (1997): Bewertung anthropogener Stadtböden. Schriftenreihe des Instituts für Pflanzenernährung und Bodenkunde. Kiel.

IPCC (2007): Climate Change 2007: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change [Core Writing Team, Pachauri, R.K and Reisinger, A. (eds.)]. IPCC, Geneva, Switzerland.

Jablonowska, I. (2008): Verminderung ausgewählter organischer Schadstoffe im Übergangsbereich vom Grundwasser ins Oberflächengewässer im Emschergebiet. Dissertation Münster.

Jensen, P.S.; Kristensen, L.A., Ottosen, O., Brandt, S., Agaard, P., Kofoed, F. (2004): Okker. Et vandløbsproblem, vi kann gøre noget ved [Ochre. A problem of watercourses we can cope with]. Ringkøbing Amt, Ribe Amt, Sønderjyllands Amt, Herning Kommune, Holstebro Kommune < www.okker.dk > (02.05.05).

Jeschke, D.; Kiehl, K. & Höke, S. (2008): Validierung des Biotopotenzials urbaner Böden anhand pflanzenökologischer Untersuchungen. In: Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften. Funktionsbestimmung urbaner Böden im kommunalen Flächenmanagement. Heft 9, S. 117-121.

Joest, H.-J. (1982): Pionier im Ruhrgebiet. Guttehoffnungshütte – Vom ältesten Montanunternehmen Deutschlands zum größten Maschinenbau-Konzern Europas. Seewald Verlag. Stuttgart-Degerloch.

Kastler, M. (2006): Einfluss der Pedogenese auf die räumliche Porengeometrie und damit verbundene hydraulische Transporteigenschaften in Böden aus Braunkohlenaschen. Hallenser Bodenwissenschaftliche Abhandlungen Bd. 09. Der andere Verlag. Dissertation.

Kerth, M. (1988): Die Pyritverwitterung im Steinkohlenbergematerial und ihre umweltgeologischen Folgen. Diss. Univ. GHS Essen, Essen.

Kerth, M. (1988): Untersuchungen zur Pyritverwitterung in einer Steinkohlenbergehalde des Ruhrgebiets. N. Jb. Geol. Paläont. Mh. 1988/10, S. 592-604. Stuttgart.

Kerth, M. & Wiggering, H. (1991): Verwitterungsprozesse und Bodenbildung auf Bergehalden. In: Wiggering, H. & Kerth, M. (Hrsg.): Bergehalden des Steinkohlenbergbaus. Geologie und Ökologie im Kontext, Bd. 1, S. 85-101; Wiesbaden.

Knoche, H. (1996): Schadstoffe in Ökosystemen – Ableitung von Bodennormwerten aus vorliegenden Analysedaten. Fraunhofer Institut Umweltchemie und Ökotoxikologie. Wissenschafts-Verlag Dr. Wiggbert Maraun, Frankfurt.

Kolb, E. & Rehfuss, K.E. (1997): Auswirkungen einer Temperaturerhöhung in einem Freilandexperiment auf den Stickstoffaustrag aus Bodensäulen mit verschiedenartiger Humusform. In: Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde. Vol. 160, Iss. 5, S. 539-547.

Konold, W.; Wattendorf, P.; Ehrmann, O.; Bieberstein, A.; Reith, H.; Bönecke, G. & Schack-Kirchner, H. (2004): Wasserhaushalt und Bodenentwicklung qualifizierter Rekultivierungsschichten. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Förderkennzeichen: BWD 21010.

Köllner, B. (2009): Klimawandel in NRW. Tagungsunterlagen ELSA-Tagung 2009, Wuppertal.

Kropp, J. et al. (2009): „Klimawandel in Nordrhein-Westfalen – Regionale Abschätzung der Anfälligkeit ausgewählter Sektoren“. Abschlussbericht des Potsdam-Instituts für Klimafolgenforschung (PIK) für das Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (MUNLV). Potsdam.

Kylaars, K. (2010): Umweltamt Stadt Duisburg (unveröffentlicht).

LABO / ALA (2006): Arbeitshilfe Sickerwasserprognose bei Detailuntersuchungen. Stand 10/2006, mit redaktionellen Anpassungen im Hinblick auf die Verbesserungen des Excel-Arbeitsblattes ALTEX-1D (Stand 12/2008).

Landesregierung Schleswig-Holstein (2010):

[http://www.schleswig\\_holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/BodenAltlasten/035\\_\\_Boden\\_\\_Klimawandel/02\\_\\_Auswirkungen\\_\\_Boden/01\\_\\_Auswirkungen\\_\\_Bodenwasser\\_\\_Stoffhaushalt/ein\\_\\_node.html](http://www.schleswig_holstein.de/UmweltLandwirtschaft/DE/BodenAltlasten/035__Boden__Klimawandel/02__Auswirkungen__Boden/01__Auswirkungen__Bodenwasser__Stoffhaushalt/ein__node.html)

LANUV NRW – Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen (2010): Abfrage des Fachinformationssystems Stoffliche Bodenbelastung FISStoBo NRW. Herr Leisner-Saaber, 17. und 21. 06.2010.

LAWA – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (Hrsg.) (2004): Ableitung von Geringfügigkeitsschwellen für das Grundwasser.

LBEG – Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie (2009): Auswirkungen des Klimawandels auf die Böden Niedersachsens, 27 S., Hannover.

Lehmann et al. (2006): TUSEC IP.

Litz, N.; Wilcke, W. & Wilke, B.-N. (Hrsg.) (2004): Bodengefährdende Stoffe. Bewertung, Stoffdaten, Ökotoxikologie, Sanierung. Landsberg.

LUA NRW – Landesumweltamt Nordrhein-Westfalen (2003): Hintergrundwerte für anorganische und organische Stoffe in Oberböden Nordrhein-Westfalens – Auswertung aus dem Fachinformationssystem Stoffliche Bodenbelastung (FIS StoBo).

Markart, G.; Kohl, B.; Sotier, B.; Schauer, T.; Bunza, G. & Stern, R. (2004): Provisorische Geländeanleitung zur Abschätzung des Oberflächenabflussbeiwertes auf alpinen Boden-/Vegetationseinheiten bei konvektiven Starkregen (Version 1.0). BFW-Dokumentation. 3: 83.

Marschner, B. (1997): Chemische und biologische Einflussfaktoren der PAK- und PCB-Mobilisierung im Boden. Bodenökologie und Bodengene 25. Habilitationsschrift, TU Berlin.

Milbert, G. (2007): Rhine-Ruhr Area. In: WRB Technosols- Stagnosols-Tour 2007 in Germany. Excursion Guide ed. by Lehmann, A..

MUNLV NRW – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW (2006): Arbeitshilfe zur integrierten Grund- und Regenwasserbewirtschaftung im Emschergebiet.

Müller, U. (2004): Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Arbeitshefte Boden. Heft 2004/2.

Prange, H. (2006): Verockerung – ein unterschlagenes Problem. Verockerung als gewässerökologisches Problem – Lösungsansätze aus Dänemark. WRRl in der Praxis – Umsetzungsbeispiele aus Norddeutschland Handout zum Seminar der GRÜNEN LIGA in Schwerin am 30. November 2006.

Quirnbach, M. (2011): Analyse der Häufigkeit von Starkregen mit  $N \geq 20$  mm/d in der Emscher-Lippe-Region. In: dynaklim-Kompakt, No.1. Mai 2011.

Regenspurg, S.; Gößner, A.; Peiffer, S. & Küsel, K. (2002): Potential remobilization of toxic anions during reduction of arsenated and chromated schwertmannite by the dissimilatory Fe(III)-reducing bacterium *Acidiphilium cryptum*. JF-5, Water, Air, Soil pollution: Focus 2:57-67.

Renger, M. & Mekiffer, B. (1998): Belastungen und Gefährdungspotenziale urbaner Böden. In: Mobilität und Wirkung von Schadstoffen in urbanen Böden. Bodenökologie und Bodengene. Tagungsband, TU Berlin. H. 26, S. 3-22.

Richter, G.; Borg, H. & Meißer, R. (2005): Feld- und Lysimeterversuche zur Retardation von Sulfat in Böden. In: Grundwasser – Zeitschrift der Fachsektion Hydrogeologie 2, S. 67-73.

Rinklebe, J.; Utermann, J.; Prüß, A. & Frohne, T. (2010): Bodestoffhaushalt / Stoffliche Bodenbelastungen. In: Anwendung von Bodendaten in der Klimaforschung. Abschlussbericht zum F+E-Vorhaben, FKZ 3708 71 205 01.

Rinklebe, J. & Prüß, A. (2010): Bodenwasserhaushalt. In: Kaufmann-Boll, C; Kappler, W.; Lazar, S.; Baritz, R.; Düwel, O.; Hoffmann, R.; Utermann, J.; Makeschin, F.; Abiy, M.; Rinklebe, J.; Schilli, C.; Beylich, A. & Graefe, U. (2009): BOKLIM – Bericht zum F+E-Vorhaben Anwendung von Bodendaten in der Klimaforschung. FKZ 3708 71 205 01. Zwischenbericht (unveröffentlicht).

Scheffer, F. & Schachtschabel, P. (2002): Lehrbuch der Bodenkunde, Heidelberg.

Schlichting, E.; Blume, H.-P. & Stahr, K. (1995): Bodenkundliches Praktikum. Eine Einführung in pedologische Arbeiten für Ökologen, insbesondere Land- und Forstwirte, und für Geowissenschaftler, 2. Aufl., Berlin / Wien.

Schmitt, A.; Glaser, B.; Borken, W. & Matzner, E. (2008): Repeated freeze-thaw cycles changed organic matter quality in a temperate forest soil. In: Journal of Plant Nutrition and Soil Science, Vol. 171, Issue 5, pp. 707-718.

Schneider, W. (2008): Erweiterung des Modells "ALTEX-1D" für Sickerwasserprognosen für flüchtige Schadstoffe im geschichteten Bodenprofil. In: altlasten spektrum 05/2008, S. 206-213.

Schöpel, M. & Thein, J. (1991): Stoffaustrag aus Bergehalden. In: Wiggering, H. & Kerth, M. (Hrsg.): Bergehalden des Steinkohlebergbaus, Braunschweig / Wiesbaden, S. 115-128.

Schrey, H.P. (2008): Die bodenartenspezifischen Kennwerte der KA5. FAQ\_KA5 – die Liste der häufig gestellten Fragen zu den Kennwerten der KA5.

[http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/Adhocag/adhocag\\_node.html](http://www.bgr.bund.de/DE/Themen/Boden/Netzwerke/Adhocag/adhocag_node.html)

Šimůnek, J.; van Genuchten, M. Th. & Šejna, M. (2008): Development and applications of the HYDRUS and STANMOD software packages, and related codes, In: Vadose Zone Journal, doi: 10.2136/VZJ2007.0077, Special Issue "Vadose Zone Modeling", 7(2), pp. 587-600.

Sims, R.C. & Overcash, M.R. (1983): Fate of polynuclear aromatic compounds (PNAs) in soil-plant systems. In: Residue Review 88, pp. 1-67.

Springer, M. (2001): Plaggenesche im Osnabrücker Land unter besonderer Berücksichtigung archäologischer Gesichtspunkte. Diplomarbeit. Fachhochschule Osnabrück.

Stasch, D. (2004): Bodenbewertung in Stadtregionen der Alpenraumländer. Literaturstudie im Auftrag der Stadt München, Referat für Gesundheit und Umwelt.

Steinweg, B. & Kerth, M. (2007): Durchführung einer Sickerwasserprognose im Rahmen der Gefährdungsabschätzung auf einem zivil genutzten Schießstand. In: Grundwasser und Boden – Möglichkeiten und Grenzen der Sickerwasserprognose in der Praxis. Beiträge Diskussionsforum Bodenwissenschaften, Heft 8, S. 51-69.

Strzyszczyk, Z.; Tölle, R. & Katur, J. (1988): Zur Anwendung eines hochfrequenten Messverfahrens für den Nachweis von ferromagnetischen Eisen in der Umwelt. In: Archivum Ochrony Srodowiska, H. 3-4, S. 137-143.

Umweltministerium Schleswig-Holstein (2010): [http://www.schleswig-host-in.de/UmweltLandwirtschaft/DE/BodenAltlasten/035\\_\\_Boden\\_\\_Klimawandel/02\\_\\_Auswirkungen\\_\\_Boden/02\\_\\_Auswirkungen\\_\\_org\\_\\_Bodensubstanz/ein\\_\\_node.html](http://www.schleswig-host-in.de/UmweltLandwirtschaft/DE/BodenAltlasten/035__Boden__Klimawandel/02__Auswirkungen__Boden/02__Auswirkungen__org__Bodensubstanz/ein__node.html)

Weischet, W. (1983): Einführung in die Allgemeine Klimatologie. Teubner Studienbücher Geographie.

Wessolek, G.; Duijnisveld, W. & Trinks, S. (2004): [http://www.uni-potsdam.de/u/Geoökologie/veranstaltungen/download/hydrologietag/II\\_1\\_wessolek.pdf](http://www.uni-potsdam.de/u/Geoökologie/veranstaltungen/download/hydrologietag/II_1_wessolek.pdf).

Wild, S.R. & Jones, K.C. (1992): Organic chemicals entering agricultural soils in sewage sludges: screening for their potential to transfer to crop plants and livestock. In: *The Science of the total Environment* 119, pp. 85-119.

Wild, S.R.; Obbard, J.P.; Munn, C.I.; Berrow, M.L. & Jones, K.C. (1991): The long-term persistence of polynuclear aromatic hydrocarbons (PAHs) in an agricultural soil amended with metal contaminated sewage-sludge. In: *The Science of the total Environment* 101, pp. 235-253.

Wolff, R. (1996): Das Infiltrationspotenzial von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. In: *Urbaner Bodenschutz, AK Stadtböden der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* (Hrsg.), S. 69-81.

Wolff, R. (1993): Erfassung, Beschreibung und funktionale Bewertung der Eigenschaften von Stadtböden am Beispiel Hamburgs. *Hamburger Bodenkundliche Mitteilungen* 21. Dissertation.

## ANHANG

**Tabelle A1: Merkmale urbaner Böden und ihre Bedeutung für die Sickerwasserbildung und Stofffreisetzung unter dem Einfluss von Klimaänderungen**

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>Technogene Substrate</b></p> <p><b>Erklärung:</b> Bauschutt, Aschen, Schlacken, Schlämme, Müll, Berge, Stäube, Kohle, organische Substrate, gebrochenes und klassifiziertes Baumaterial (z.B. Gleisschotter, Salze, Geotextil, thermisch gereinigte Böden)</p> <p><b>Häufigkeit:</b> Viele Böden enthalten sehr unterschiedliche Anteile an technogenen Substraten, nur wenige bestehen komplett daraus.</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> spez. Eigenschaften im Wasser- und Lufthaushalt, die nur z.T. wie für die natürlichen Böden ableitbar sind <b>Beispiel:</b> Aschen mit Partikelgrößen der Mittel- und Feinsandfraktion speichern ein Vielfaches an Wasser im Vergleich zu silikatischen Sanden dieser Partikelfraktionen.</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> Sehr dunkle Substrate wie z.B. Steinkohlenberge (geringe Albedo) heizen sich bei Zunahme heißer Tage extrem auf. Höhere Bodentemperaturen bedeuten höhere potenzielle Verdunstungsraten, v.a. durch längere Vegetationszeiten. Wie viel aber tatsächlich verdunstet, hängt von der Niederschlagsverteilung ab.</p>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b> oft eigenes Schadstoffpotenzial (z.B. in Schlacken) spez. Eigenschaften der Schadstoffbindung <b>Beispiel:</b> Aschen mit Partikelgrößen und der Mittel- und Feinsandfraktion verfügen über eine vielfach höhere KAK als silikatische Sande dieser Partikelfraktionen.</p>	<p><b>Stofffreisetzung:</b> höhere Bodentemperaturen (s.o.) bedeuten, sofern genügend Wasser vorhanden ist: - höhere mikrobielle Aktivität - häufig höhere Stofflöslichkeiten höhere Niederschläge im Winter bedeuten: - höhere Sulfatauswaschung aus Bau- und Trümmerschutt sowie Bergematerial</p>

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>Mischung und Schichtung</b></p> <p><b>Erklärung:</b> unterschiedliche - Ablagerungsformen (z.B. spülen, schütten, planieren, abreißen, versiegeln, äolische Sedimentation u.a. - Ablagerungszeiten</p> <p><b>Häufigkeit:</b> Häufig sind Schichtungen sowie Mischungen von tech. Substrat mit natürlichem Boden.</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> Einfluss auf den Wasser und Lufthaushalt Schichtgrenzen sind i.d.R. Porensprünge. Porensprünge vermindern die Wasserleitfähigkeit und den Kapillaraufstieg. Mischungen und Schichtungen: oft schwer besiedelbar für Bodentiere, daher geringes sekundäres Porensystem = geringere Wasserkapazität = höhere Oberflächenabflüsse oder höhere Versickerungsmengen in bevorzugten Fließwegen</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> - in grundwasserfernen Böden voraussichtlich nicht in relevanter Ausprägung - In grundwasserbeeinflussten Böden behindert die Schichtung den kapillaren Wasseraufstieg. Dadurch trocknen die Böden häufiger und stärker aus. Bei Wiederbefeuchtung steht dann mehr Speicherraum zu Verfügung = Sickerwasserabnahme, oder aber es kommt zu verstärkter Sickerwasserbildung durch Schrumpfrisse</p>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b> Schwer zu beurteilen, z.B. - können geschichtete Substrate in einer Schicht Schadstoffe freisetzen und die Schicht darunter immobilisiert diese wieder, partiell kann aber parallel dazu in bevorzugten Fließpfaden auch ein Austrag aus dem Profil erfolgen; - können gemischte Substrate alle paar Zentimeter ihre Schadstoffgehalte, pH-Werte oder auch Redoxbedingungen ändern. Somit werden Schadstoffe vielleicht nur Zentimeter bewegt.</p>	<p><b>Stofffreisetzung:</b> - Höhere Bodentemperaturen werden, wenn ausreichend Wasser vorhanden ist, chemische Ausgleichsreaktionen zwischen den gemischten Substraten beschleunigen. Dadurch könnte es zu höheren Stofffreisetzungsraten kommen.</p>

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>Besonders geringe und hohe Trockenrohdichten (TRD)</b></p> <p><b>Erklärung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- hohe TRD durch Befahren, Auflasten, Schaffung von Tragschichten (Baugrund, Lager, Verkehr)</li> <li>- geringe TRD durch Verdunstung aus Spülbecken, durch hohe Scherwiderstände von z.B. Aschen</li> </ul> <p><b>Häufigkeit:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Verdichtungen sind häufig.</li> <li>- Aschen, Schlämme und sperrige Abrisssubstrate zeigen auch sehr lockere Lagerungen.</li> </ul>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- TRD bestimmt Versickerungs- und Wasserspeicherleistung sowie die Durchwurzelungstiefen mit</li> <li>- hohe TRD bewirkt Stauwasser und Zwischenabfluss und Wurzelbarrieren</li> <li>- geringe TRD kann hohe Wasseraufnahmekapazitäten bedingen und/oder ungebremste Perkoliation</li> </ul>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Abnahme der Frosttage und Eistage = Abnahme der Lockerung im Oberboden = höhere Oberflächenabflüsse</li> <li>- in tonreichen Böden durch tiefer reichende Schrumpfrisse eine tiefere Bodenlockerung = stärkere Sickerwasserratenbildung</li> </ul> <p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Wenn sehr lockere Schichten im oberen Profilteil vorliegen bildet sich häufiger ein Wärmestau bei gleichzeitiger Wasserknappheit, evt. kommt es dadurch für einige Stoffe zu erhöhten Mobilisierungen gerade in die Gasphase.</li> </ul>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <p>hohe TRD</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- nimmt durch Stauwasser und eingeschränkten Gasaustausch Einfluss auf Redoxsysteme</li> <li>- bildet Wurzelbarrieren</li> <li>- mindert biologische Aktivität</li> </ul>	

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>Grobbodenanteile</b></p> <p><b>Erklärung:</b></p> <p>Einbringen technischer Substrate:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Baulandgewinnung in vernässten Gebieten</li> <li>- Tragschichten für bauliche Anlagen</li> <li>- Entsorgung von Abfällen</li> </ul> <p><b>Häufigkeit:</b></p> <p>häufig, vermischt mit natürlichem und technischen Feinsubstrat, z.T. aber auch schicht-/horizontprägend</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Abnahme der Wasserspeicherkapazität</li> <li>- Zunahme der Tiefenversickerung (bevorzugte Fließwege)</li> </ul>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Eine leicht beschleunigte Verwitterung der Bodenskelette ist anzunehmen, dadurch würden die Sickerwasserraten abnehmen.</li> </ul> <p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Leicht abnehmende Sickerwasserraten vor allem im Sommerhalbjahr reduzieren Stoffausträge, in besonderer Weise solche, die höhere Temperaturen zur Mobilisierung benötigen.</li> <li>- Eine beschleunigte Verwitterung kann zu erhöhten Stofffreisetzungen aus den Substraten führen.</li> <li>- In wärmeren Sommern entstehen häufiger extrem trockene Bedingungen in Skelettböden, dadurch Vegetation gefährdet = geringere Humusbildungen = geringeres Wasserspeichervermögen = größere Temperaturamplituden und Sickerwasserraten. Inwieweit org. Abbauprodukte unter solchen Bedingungen verstärkt/vermindert auftreten und Schadstofffreisetzungen begünstigen/mindern, ist unklar.</li> </ul>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <p>Abnahme der:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Sorptionskapazität für Schadstoffe</li> <li>- Filterleistung für gelöste und feste Stoffe</li> </ul> <p>Zunahme von:</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Lösungsdurchbrüchen</li> <li>- flussinaktivem Porenvolumen im Skelett</li> </ul>	

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>Erhöhte pH-Werte</b></p> <p><b>Erklärung:</b> Technogene Substrate enthalten oft Ca-Oxide und Hydroxide.</p> <p><b>Häufigkeit:</b> Häufig zwischen pH 6 bis 8, starke Abweichungen möglich auch auf kleinstem Raum</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Unter alkalischen Bedingungen kommt es in einigen Schlacken und Aschen zur Carbonatisierung und Bildung von wasserundurchlässigen Zonen. Das kann</li> <li>- zu erhöhtem Oberflächenabfluss und Wasserstau führen = geringere Sickerwassermengen</li> <li>- zu red. Wasserspeicherkapazitäten mit preferentiellen Fluss in Spannungsrissen führen = höhere Sickerwassermengen</li> </ul>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <p>Es ist eine erhöhte Auswaschung von Hydrogencarbonat im Winter anzunehmen, dadurch verläuft die Entkalkung von Böden i.d.R. voraussichtlich schneller.</p>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- pH-Werte beeinflussen stark, ob der Boden Stoffquelle oder Stoffsenke ist.</li> <li>- Carbonatisierung führt zu einer Bindung von Schadstoffen</li> </ul>	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Eine erhöhte Verwitterungsrate wirkt einer Versauerung verstärkt entgegen, da basisch wirkende Kationen aus dem Gestein freigesetzt werden.</li> <li>- Höherer Auswaschung von basisch wirkenden Kationen im Winter steht eine geringere im Sommer gegenüber.</li> </ul>

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<p><b>hohe Gehalte organischer Substanzen</b></p> <p><b>Erklärung:</b> Aufbringung von</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- humosem Boden</li> <li>- hohen Mengen org. Düngers (Kompost, Fäkalien, Aschen)</li> <li>- zu entsorgendem Abfall (Ruß, Müll, Kunststoffe, Holz, Koks, Kohle, Stäube)</li> </ul> <p>Anreicherung von</p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Humus durch Überdeckung</li> <li>- Humus durch gestörten Abbau von organischen Substanzen</li> </ul> <p><b>Häufigkeit:</b> häufig, aber es treten auch humusfreie Rohböden auf</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <p>Humus wirkt im Oberboden als Wasserspeicher = verringerte Sickerwasserbildung.</p> <p>Humus im Unterboden kann negativ wirken als hydrophober Wasserstauer.</p> <p>Der Benetzungswiderstand nach Austrocknung der organischen Substanzen ist noch sehr unklar.</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Leicht höhere Sickerwasserraten durch verstärkten Humusabbau und damit abnehmende Wasserspeicherkapazitäten sind möglich.</li> <li>- Höhere Benetzungswiderstände durch stärkere Austrocknung und damit eine Begünstigung des Oberflächenabflusses ist möglich.</li> </ul>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <p>Org. Substanzen im Oberboden sind sehr wichtige Schadstofffilter, -puffer und -transformatoren. Durch Abbauprozesse kann es zu einer Schadstofffreisetzung kommen.</p> <p>Humus im Unterboden bedingt zumeist reduzierende Bedingungen durch Sauerstoffzehrung und geringen Luftaustausch. Durch Änderung der Redoxbedingungen kann es zu Schadstofffreisetzungen kommen.</p> <p>Dennoch können auch org. Substanzen im Unterboden als Schadstofffilter und -puffer wirken.</p>	<p><b>Stofffreisetzung:</b></p> <ul style="list-style-type: none"> <li>- Höhere Stofffreisetzungsraten durch verstärkten Humusabbau und leicht höhere Sickerwasserraten durch verstärkten Humusabbau sind möglich.</li> <li>- Durch die erhöhten Winterniederschläge und wärmeren Temperaturen werden sich häufiger und stärker als bisher reduzierende Bedingungen im Unterbodenhumus einstellen. Da dieser oft als ehemaliger Oberboden hohe Schadstoffgehalte enthalten kann, können dadurch erhebliche Schadstofffreisetzungen erfolgen. Da dies in Zeiten mit hoher Sickerwasserbildung erfolgt, ist hier von erhöhten Einträgen in das Grundwasser auszugehen.</li> </ul>

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<b><u>veränderter Wasserhaushalt</u></b> <b>Erklärung:</b> - Grundwasserabsenkungen - Flussregulierungen - Versiegelungen (siehe unten) - Beregnung - Drainagen  <b>Häufigkeit:</b> in Flussniederungen oder wasserstauenden Bodenlandschaften häufig	<b>Sickerwasserbildung:</b> Einfluss auf die Berechnung von Kennwerten des Wasserhaushalts  Beregnung führt zu einer insgesamt höheren aber auch früheren und häufigeren Sickerwasserbildung  Drainagen vermindern die Sickerwassermengen	<b>Sickerwasserbildung:</b> Verstärkung der Extreme im Wasserhaushalt Wird z.B. Niederschlagswasser benachbarter, versiegelter Böden von einem Boden mitversickert, steigt die Gesamtversickerungsmenge sehr stark.
	<b>Stofffreisetzung:</b> Die z.B. durch Grundwasserabsenkungen veränderten Versickerungsraten bewirken neue Stoffgleichgewichte (Ab- oder Zunahme der Humusmengen, Fe-Verlagerung oder Anreicherung)	<b>Stofffreisetzung:</b> Im Fall größerer hydraulischer Beschickung können verstärkt Stoffausträge erfolgen.  Größere Grundwasseramplituden lassen verstärkt Stofffreisetzungen erwarten.

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den erwarteten Klimawandel
<b><u>Sehr junge, gestörte noch im Ungleichgewicht stehende Bodenentwicklung</u></b> <b>Erklärung:</b> - junge Auf- und Abträge - spezif. Eigenschaften techn. Substrate - äolische Stoffeinträge - Änderungen im Wasserhaushalt  <b>Häufigkeit:</b> häufig in urbanen Gebieten	<b>Sickerwasserbildung:</b> - Carbonatisierung kann zu erhöhten oder verminderten Sickerwassermengen führen (s.o.) - junge Aufträge	<b>Sickerwasserbildung:</b> - unklar, Veränderungen aber wohl nicht bedeutsam
	<b>Stofffreisetzung:</b> - Viele Böden enthalten, im Vergleich mit naturnahen Böden, hohe pot. Schadstoffmengen. Die pot. Schadstoffe sind oft an Partikel gebunden, die noch sehr jung und hochreaktiv sind (z.B. aus Kondensation in Abgasfahnen entstanden) = hohe potenzielle Stofffreisetzungspotenziale. - Viele anorganische Schadstoffe sind an Oxide gebunden = potenzielle Mobilisierungen über Veränderungen des Redoxpotenzials wahrscheinlich. - Sehr schnelle Bodenentwicklungen können auch bewertungsrelevante Bodeneigenschaften deutlich verändern (z.B. Humusgehalte, Carbonatgehalte, Körnung). - In Abhängigkeit der ablaufenden chemischen Reaktionen kann es ‚plötzlich‘ zu massiven Stofffreisetzungen kommen (z.B. Sulfatauswaschungen aus Bergehalden und Bauschutt). - In den Substratgemischen können aber auch nur lokale Umlagerungen erfolgen.	<b>Stofffreisetzung:</b> Während die naturnahen Böden in ihrer nach-eiszeitlichen Geschichte schon wärmere und feuchtere Perioden, als dem heutigen Klima entsprechend, durchlaufen haben (z.B. Atlantikum), ist es für die jungen, urbanen Böden die erste wärmere/feuchtere Periode, die sie nach ihrer Entstehung durchlaufen. Das macht Stoffverlagerungen wahrscheinlich.

## Klimabedingte Veränderung des Bodenwasser- und Stoffhaushaltes und der Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet der Emscher

---

Merkmal & Beschreibung	Bedeutung für die Sickerwasserbildung & Stofffreisetzung	Beeinflussung durch den projizierten Klimawandel
<p><b><u>Teil-, Voll- oder Unterflurversiegelung</u></b></p> <p><b>Erklärung:</b> stark genutzte Verkehrsflächen, sonst drohen Unbefahrbarkeit, Staubentstehung und Wassererosion</p> <p><b>Häufigkeit:</b> häufig; in Siedlungsbereichen z.T. flächenhaft</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> Im Fall von Versiegelungen versickern Böden deutlich weniger, benachbarte Böden aber häufig deutlich mehr Wasser. Es erfolgt eine Einschränkung der Verdunstung durch die Versiegelung. Dies wirkt positiv auf die Grundwasserneubildungsraten.</p>	<p><b>Sickerwasserbildung:</b> Erhöhte Starkniederschlagshäufigkeiten lassen höhere Anteile an Oberflächenabfluss annehmen und somit geringere Sickerwassermengen.</p>
	<p><b>Stofffreisetzung:</b> Die veränderten Versickerungsraten bewirken neue Stoffgleichgewichte (z.B. Ab- oder Zunahme der Humusmengen, Fe-Verlagerung oder Anreicherung ).</p>	<p><b>Stofffreisetzung:</b> Prozessbeschleunigungen und neue Ungleichgewichte</p>



**Ansprechpartner**

Jens Hasse  
hasse@fiw.rwth-aachen.de

Birgit Wienert  
wienert@fiw.rwth-aachen.de

**Projektbüro *dynaklim***

Kronprinzenstraße 9  
45128 Essen

Tel.: +49 (0)201 104-33 39

***www.dynaklim.de***