

# Inaugural – Dissertation

zur

Erlangung der Doktorwürde

der Naturwissenschaftlich-Mathematischen Gesamtfakultät

der Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg

Vorgelegt von

Diplom Chemikerin

**Höpke Andresen**

aus Labenz

Tag der mündlichen Prüfung: 18.11.2011

Vergleichende Untersuchungen zur Sedimentgüte der  
Moskva, der Oka und des Neckars am Beispiel von  
Schwermetallen und ortho-Phosphat

Gutachter:

Prof. Dr. Margot Isenbeck-Schröter

Prof. Dr. Heinz Friedrich Schöler

Grenzen der Aufklärung:

Ob Sonnenschein ob Sternengefunkel, im Tunnel bleibt es immer dunkel

Erich Kästner

Danksagung:

Ich möchte an dieser Stelle allen danken, die zu dem Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben.

Ich danke Frau Prof. Isenbeck-Schröter für ihre Unterstützung bei der Entstehung dieser Arbeit. Ich danke Herrn Prof. Schöler für sein offenes Ohr und seinen Rat. Herrn Dr. Yahya danke ich für die Betreuung im Rahmen des Wolga-Rhein-Projektes III.

Ganz besonders möchte ich mich bei meinen Mitdoktoranden Alke, Arabella, Ines, Martin, Sabine, Stefan, Sonja und Torsten sowie bei den Mitarbeitern des Institutes für Geowissenschaften, Silvia, Christian und Stefan, für ihre Hilfe und Freundschaft bedanken.

Meiner Mutter und meiner Schwester gilt mein Dank für ihren bedingungslosen Rückhalt. Sebastian war während der gesamten Zeit mein Fels in der Brandung. Dafür kann ich ihm nie genug danken.

## Abstract

One of the most with heavy metals contaminated rivers in Germany in the 1970s was the Neckar River. Since then the sediment quality clearly improved due to systematic environmental protection measures. The contamination of the Moskva and Oka River in Russia in the year 1993 was similar to the contamination of the Neckar in the 1970s. The sediments of these rivers showed decreased levels of heavy metals in the survey of 1997. The aim of this work is to determine the status quo of the sediment quality and to evaluate the variation of the sediment contamination over time.

The sediment quality was determined by systematic sediment sampling of the Neckar River as well as the Moskva and Oka River in order to determine the status quo. For that purpose 14 sediment samples were taken of the Neckar River and 62 of the Moskva and Oka River. The results of this surveys were compared to the results of earlier surveys. The heavy metal input variations over time was determined by means of sediment core analysis.

The Sediments of the Rivers Moskva and Oka contained less elevated levels of heavy metals compared to the geogenic background. At some points the concentrations of cadmium, lead and zinc were highly elevated. The maximal concentrations of cadmium and lead in the fine grain fraction of the sediment were 22,2 mg/kg and 3400 mg/kg, respectively. The sediments of the Neckar river showed no elevated concentrations of heavy metals. Phosphorus concentrations also were low in the sediments of all three rivers.

Compared to the results of earlier surveys the sediments of the Moskva and Oka River revealed a general reduction of heavy metal content. Locally restricted strong contaminations were detected at a few sampling points. Sediment quality of the Neckar river has not changed significantly compared to the year 1998.

The environmental protection measures at the Neckar River have proved to have a sustainable effect on the sediment quality. Due to the collapse of the Sowjet Union many of the state-owned industries were closed or privatized. The resulting reduction of heavy metal input was shown by the different surveys. The local restricted contaminations prove to be a new influence factor on sediment quality. As to this further monitoring of the sediment quality of the Rivers Moskva and Oka would be reasonable.

## Kurzfassung

In den 1970er Jahren war der Neckar einer der am stärksten mit Schwermetallen belasteten Flüsse Deutschlands. Seitdem hat sich die Sedimentgüte durch systematische Umweltschutzmaßnahmen stark verbessert. Die Sedimentbelastung der Moskva und der Oka in Russland ähnelte im Jahr 1993 der des Neckars in den 1970er Jahren. Die Sedimente dieser beiden Flüsse zeigten in der folgenden Probenahme verringerte Gehalte an Schwermetallen. Ziel dieser Arbeit ist es, die aktuelle Sedimentgüte dieser Flüsse zu bestimmen und die zeitlichen Veränderungen der Belastungen zu bewerten.

Die aktuelle Sedimentgüte wurde anhand von systematischen Probenahmen am Neckar sowie an der Moskva und Oka bestimmt. Dazu wurden am Neckar 14 und an der Moskva und Oka 62 Sedimentproben entnommen. Die Ergebnisse dieser Probenahmen wurden mit den Ergebnissen früherer Probenahmen verglichen. Mit Hilfe von Sedimentkernuntersuchungen wurde die zeitliche Veränderung der Einträge in die Sedimente erfasst.

Die Sedimente der Moskva und Oka zeigten generell gegenüber dem geogen Background wenig erhöhte Schwermetallgehalte. An einzelnen Punkten lagen die Konzentrationen von Cadmium, Blei und Zink jedoch deutlich darüber. Cadmium erreichte einen Maximalwert von 22,2 mg/kg in der Feinkornfraktion des Sedimentes. Blei wurde in Konzentrationen von bis zu 3400 mg/kg gefunden. Im Neckar fanden sich keine signifikant erhöhten Gehalte an Schwermetallen. Die Phosphorgehalte waren in den Sedimenten aller drei Flüsse gering. Im Vergleich zu den Ergebnissen der vorherigen Probenahmen zeigten sich in den Sedimenten der Moskva und Oka generell eine Verringerung der Schwermetallgehalte. An einzelnen Punkten traten jedoch lokal eng begrenzte starke Belastungen auf. Die Schwermetallgehalte in den Sedimenten des Neckars haben sich nicht signifikant gegenüber den Konzentrationen, die im Jahr 1998 gefunden wurden, verändert.

Im Neckar zeigt sich deutlich, dass die getroffenen Umweltschutzmaßnahmen nachhaltig zu einer Verbesserung der Sedimentgüte geführt haben. Ausgelöst durch den Zusammenbruch der Sowjetunion wurde in Russland die staatliche Industrie stillgelegt oder privatisiert. Die daraus resultierende Verbesserung der Sedimentgüte lässt sich durch die Daten der verschiedenen Probenahmen nachweisen. Die lokal begrenzten Belastungen sind ein neuer Einflussfaktor auf die Sedimentgüte der Moskva und Oka. Eine weitere Überwachung Sedimentgüte der Moskva und Oka wäre in Hinblick auf diese Entwicklung sinnvoll.

# Inhaltsverzeichnis

1. Einleitung .....	1
2. Theoretischer Hintergrund.....	4
2.1 Schwermetalle und Arsen.....	4
2.1.1 Arsen.....	5
2.1.2 Blei .....	6
2.1.3 Cadmium .....	6
2.1.4 Chrom.....	7
2.1.5 Kobalt .....	7
2.1.6 Kupfer.....	8
2.1.7 Nickel .....	8
2.1.8 Zink.....	9
2.2 Phosphor.....	10
3. Probenahmegebiete.....	13
3.1 Die Moskva .....	13
3.2 Die Oka.....	14
3.3 Probenahmepunkte an der Moskva und Oka in den Jahren 1993, 1997 und 2007....	16
3.4 Der Neckar.....	18
3.5 Probenahmepunkte am Neckar im Zeitraum 1979-2009.....	19
4. Material und Methoden .....	21
4.1 Probenahme .....	21
4.1.1 Sedimente .....	21
4.1.2 Porenwasser.....	23
4.2 Probenbehandlung .....	25
4.3 Königswasseraufschluss .....	25
4.4 Analytische Methoden.....	26
4.4.1 Photometrie.....	26
4.4.2 ICP-OES .....	28
4.4.3 Ionenaustauschchromatographie (IC).....	28
4.4.4 Bestimmung des Gehaltes an organischem (TOC) und anorganischem Kohlenstoff (IC) .....	28
4.5 Sequenzielle Phosphorextraktion .....	29

4.6 Sedimentbewertungssysteme.....	31
4.6.1 Beispiel für ein numerisches Bewertungssystem: Geoakkumulationsindex nach MÜLLER (1979).....	31
4.6.2 Beispiel für Biota basierte Bewertungssysteme .....	32
5. Ergebnisse der Untersuchungen in Russland.....	34
5.1 Ergebnisse der Sedimentprobenahmen Herbst 2007 .....	34
5.2. Zeitliche Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen in der Moskva und Oka von 1993 bis 2010 .....	42
5.3 Porenwasseruntersuchungen an der Oka .....	60
5.4 Phosphor in den Sedimenten der Moskva und Oka.....	67
5.4.1 Gesamtkonzentrationen in den Fraktionen <20 µm .....	67
5.4.2 Phosphorextraktionen an ausgewählten Proben aus der Moskva und Oka 2007/09 .....	69
6. Ergebnisse der Untersuchungen in Deutschland .....	73
6.1 Ergebnisse der Sedimentprobenahme 2009.....	73
6.2 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Neckar von 1979 bis 2009 .....	79
6.3 Porenwasseruntersuchungen am Neckar - Probenahmepunkt Lauffen.....	97
6.4 Phosphor in den Sedimenten der Neckarstaustufen 2009 .....	100
6.4.1 Gesamtgehalte .....	100
6.4.2 Ergebnisse der P-Extraktionen an den Sedimentproben des Neckars 2009 .....	100
7. Diskussion .....	103
7.1 Ergebnisse aus Russland und Deutschland im Vergleich.....	103
7.2 Sedimentgüte der Moskva, Oka und des Neckars im globalen Vergleich .....	110
8. Zusammenfassung und Ausblick.....	115
9. Literatur .....	118

## 1. Einleitung

Die Einleitung von Schwermetallen, wie zum Beispiel Blei und Cadmium, in Flüsse stieg seit der industriellen Revolution stetig an. In den 70er Jahren des vorigen Jahrhunderts wurde die Gefahr der hohen Einträge erkannt. Schwermetalle akkumulieren in der Nahrungskette und sie schädigen die Flora und Fauna von Gewässern. Wird aus den betroffenen Gewässern Trinkwasser gewonnen, so kann es zu gesundheitlichen Risiken für den Menschen kommen. In vielen Flüssen Deutschlands wurde durch umfangreiche Messkampagnen das Ausmaß der Kontamination im Sediment und im Wasserkörper bestimmt (MÜLLER et al. 2007, HEINIGER et al. 2003, ZERLING et al. 2006). Auf diesen Ergebnissen basierend wurden verschiedene Maßnahmen eingeleitet, um die Emission von Schwermetallen und Arsen in die Umwelt zu vermindern. Zwar hat der Neueintrag in die Oberflächengewässer signifikant abgenommen (UMWELTBUNDESAMT 2009), aber Schwermetalle und Arsen, welche durch die Industrialisierung freigesetzt wurden, finden sich nach wie vor in der Umwelt. Sie werden durch biologische und chemische Prozesse in Flüssen umgewandelt und im Sediment akkumuliert (HEISE & AHLF 2002). Diese Prozesse sind reversibel. Durch Umlagerungen des Sediments, zum Beispiel bei Hochwasserereignissen, wird Sediment resuspendiert und damit auch die an ihm gebundenen Schadstoffe. Es ist wichtig, die Konzentration eines Stoffes und seine Bindungsform zu kennen, um das Gefährdungspotential, welches von diesem Stoff ausgeht, abschätzen zu können. Durch Extraktionsexperimente mit belasteten Sedimenten lassen sich Hinweise auf die mögliche Mobilisierung der Kontaminanten finden. Des Weiteren ist es von großer Wichtigkeit, die Quellen der Schadstoffe zu finden und zu überwachen, wie sich der Eintrag in die Flüsse verändert. So hat sich zum Beispiel die Art des Eintrages von Kontaminanten in die Flüsse verändert. Vor zehn Jahren lag der Anteil des Eintrages von Schwermetallen in den Rhein aus diffusen Quellen bei etwa 80% (VINK 2002). Diffuse Quellen können der Ablauf von Feldern, Grundwasser oder Erosion sein.

Durch die sorglose Verwendung von Phosphaten in den 70er und 80er Jahren des vorigen Jahrhunderts (u. a. Pentanatriumphosphat) als wasserenthärtender Zusatz in Waschmitteln ist es zu einer Eutrophierung vieler Oberflächengewässer gekommen. Der anthropogene Eintrag von Phosphorverbindungen ist seit dem Verbot von phosphathaltigen Waschmittelzusätzen 1986 (UMWELTBUNDESAMT 2009) zwar stark verringert worden, jedoch sind in den Sedimenten zum Teil noch hohe Konzentrationen an Phosphor in



unterschiedlichen Formen nachweisbar. Dieser Phosphor wird, in Abhängigkeit von der vorliegenden Spezies und Bindungsform, durch eine Relokalisierung des Sedimentes, zum Beispiel im Zuge von Hochwasserereignissen, freigesetzt.

Im Jahr 1972 war der Neckar der am stärksten mit Cadmium, Chrom und Nickel belastete Fluss Deutschlands (MÜLLER 1991). Die Konzentrationen von Cadmium im Sediment waren bis zu 300 mal höher als der geogene Hintergrundwert. Die Schwermetallgehalte in den Fischen im Neckar waren so stark erhöht, dass sie nicht mehr für den menschlichen Verzehr geeignet waren. Diese alarmierenden Ergebnisse führten zu einer deutlichen Veränderung der lokalen Umweltpolitik. Es wurden vermehrt kommunale und industrielle Kläranlagen gebaut. Damit wurde der Haupteintragsweg für Schwermetalle in den Neckar abgestellt. Ebenfalls wurde das Ausbringen des hochkontaminierten Neckarschlammes als Düngemittel auf Felder unterbunden. Bedingt durch diese Maßnahmen konnten in den folgenden Untersuchungen der Neckarsedimente in den Jahren 1985, 1990 und 1998 eine deutliche Verringerung der Schwermetallgehalte im Neckar festgestellt werden. Diese Daten belegen, dass zielgerichtete Maßnahmen, konsequent durchgeführt, innerhalb weniger Jahre einen deutlichen Erfolg zeigen können.

Im Jahr 1993 wurde im Rahmen des ersten Oka-Elbe-Projektes Untersuchungen der Sedimentgüte an der Moskva und Oka durchgeführt. Dabei wurde eine signifikante Erhöhung der Schwermetallgehalte in den Sedimenten der Moskva gefunden. Die Moskva hat ein ähnlich großes Einzugsgebiet wie der Neckar. Die an der Moskva 1993 vorgefundene Belastungssituation war vergleichbar mit der des Neckars. Die Konzentrationen der Schwermetalle im Sediment waren jedoch nicht so hoch wie im Neckar im Jahr 1972. Nach dem Zusammenbruch der Sowjetunion wurde mit einer Reduktion des Eintrages von Schwermetallen gerechnet. Dies bestätigte sich in den Untersuchungen, die im Jahr 1997 an der Moskva und Oka durchgeführt wurden. Die Schwermetallgehalte in den Sedimenten hatten sich gegenüber 1993 deutlich verringert.

In dieser Arbeit soll die aktuelle Belastung der Sedimente der Moskva, der Oka und des Neckars mit Schwermetallen und ortho-Phosphat ermittelt werden. Der Status Quo wird dann mit den Daten der früheren Untersuchungen verglichen und schließlich soll überprüft werden, ob ein genereller Trend in den Schwermetallkonzentrationen in Flusssedimenten festzustellen ist. Die Entwicklung soll außerdem in Bezug gesetzt werden zu den in den Ländern vorhandenen Regularien sowie der politischen und sozialen Lage.

Um diese Fragen zu beantworten wurden am Neckar und an der Moskva und Oka Sedimentprobenahmen durchgeführt. Aus dem Neckar wurden 2009 14, aus der Moskva und Oka wurden 2007 62 Sedimentproben entnommen. In den folgenden Jahren wurden an ausgewählten Probenahmepunkten erneut Sedimentproben genommen. Die Schwermetallgehalte der Feinkornfraktionen ( $<20\ \mu\text{m}$ ) wurden untersucht. In den vergangenen 30 Jahren wurden signifikante Probenahmestellen am Neckar regelmäßig vom Institut für Geowissenschaften in Heidelberg (ehemals Institut für Umweltgeochemie) beprobt. Seit 1993 wurden vergleichbare Untersuchungen an der Moskva und Oka (Russland) durchgeführt. Die Daten dieser früheren Untersuchungen wurden gesichtet und die zu den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Probenahmen passenden Werte ausgewählt. Aus den Flüssen wurden zusätzlich Sedimentkerne entnommen, um die Bewertung der zeitlichen Veränderung der Schwermetallkonzentrationen zu unterstützen.

Die Daten früherer Probenahmen wurden für diese Arbeit bereitgestellt. Die Daten über die Oka und Moskva wurden in den Berichten der Wolga-Rhein-Projekte und der Oka-Elbe-Projekte veröffentlicht. Die Daten über den Neckar wurden in der Diplomarbeit von B. Pilz (1999) und in den Heidelberger Geowissenschaftlichen Abhandlungen (Müller et al. 1993) veröffentlicht.

## 2. Theoretischer Hintergrund

### 2.1 Schwermetalle und Arsen

Die folgende Übersicht liefert Informationen zum Vorkommen, zur Verwendung und Toxizität der hier untersuchten Schwermetalle und von Arsen. Die allgemeinen Daten sind dem Lehrbuch für anorganische Chemie (HOLLEMANN & WIBERG 2007) entnommen.

Als Schwermetalle werden im Allgemeinen die Metalle bezeichnet, die eine Dichte von mehr als  $5 \text{ g/cm}^3$  haben. Einige dieser Schwermetalle sind essentiell für Mensch und/oder Tier und Pflanzen. Selbst Elemente die essentiell sind, wirken in größeren Konzentrationen toxisch. Essentielle Spurenelemente, die nur in sehr geringen Mengen von dem menschlichen Organismus gebraucht werden, sind zum Beispiel Kobalt, Eisen, Kupfer, Mangan und Zink. Bei einigen Elementen ist noch nicht sicher, ob und wie sie für den Menschen essentiell sind. Dazu zählen unter anderem Arsen und Chrom.

Die Toxizität hängt neben der Konzentration auch stark von der Löslichkeit des Metalls beziehungsweise der Metallverbindung ab. Die unterschiedlichen Spezies eines Metalls unterscheiden sich deutlich in der toxischen Wirkung. Zum Beispiel übersteigt die Toxizität der Chrom(VI)-Verbindungen bei weitem die der anderen Oxidationsstufen von Chrom. Arsen ist in seinen dreiwertigen Verbindungen (Arseniten) deutlich toxischer als in seiner fünfwertigen Form (Arsenate).

In der Umwelt sind Metalle persistent. Sie können nicht in biologischen oder chemischen Prozessen „verbraucht“ werden, vielmehr werden sie häufig in andere Verbindungen umgewandelt und ihre Toxizität und Verfügbarkeit wird dadurch verändert (JAIN 2004, VINK et al. 2001). Zum Beispiel vermag Quecksilber in der Umwelt in organische Quecksilberverbindungen umgewandelt werden. Diese haben ein viel stärkeres toxisches Potenzial als das metallische Quecksilber.

In Böden und Sedimenten werden Schwermetalle an Tonminerale und Huminstoffe gebunden (REDDY et al 2010, YIP et al. 2010, KERNDORFF & SCHNITZER 1980). Tonminerale besitzen an ihrer Oberfläche permanente negative Ladungen und können somit Metallkationen binden. Huminstoffe sind eine aus großen, organischen Molekülen bestehende Stoffgruppe, die bei der Zersetzung von organischem Material entsteht. Da Huminstoffe funktionelle Gruppen wie zum Beispiel Carboxy-, Carbonyl-, und Hydroxy-Gruppen enthalten, sind sie in der Lage Metallkationen zu binden.

Metalle unterliegen in Gewässern Umwandlungsprozessen, ein Überblick über diese gewährt **Abbildung 1**.

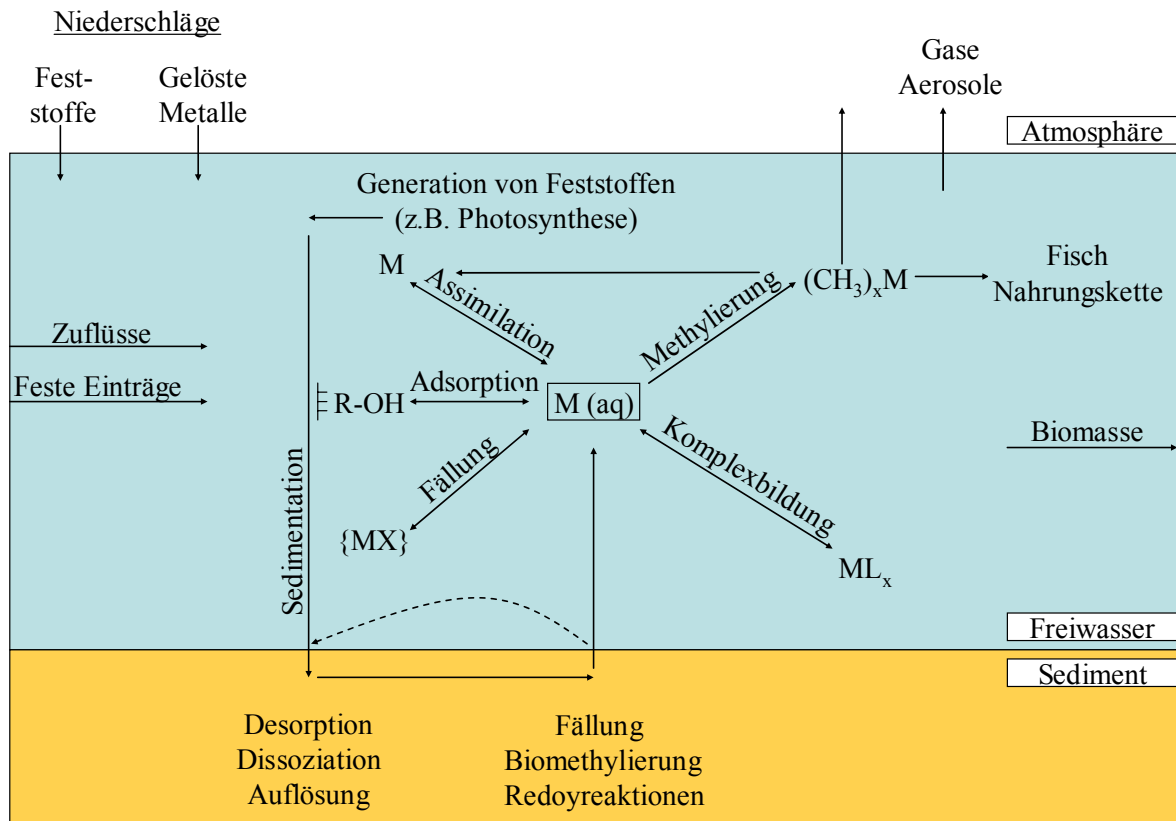


Abbildung 1 Kreisläufe und Reaktionen von Metallen in Gewässern (Nach BLIEFERT 2002)

### 2.1.1 Arsen

Arsen ist möglicherweise ein essentielles Element für den Menschen, Mangelerscheinungen wurden bisher nur an Tieren beobachtet. Die Verbindungen von Arsen sind von höchst unterschiedlicher Toxizität. Elementares Arsen und schwerlösliche Verbindungen (Sulfide) sind nahezu ungiftig. Im Gegensatz dazu sind Arsen(III)-Verbindungen, welche leicht resorbierbar sind (zum Beispiel  $AsH_3$  oder  $As_2O_3$ ), stark toxisch und krebserregend (HUGHES 2002; RAHMAN et al. 2001, SUR et al. 2003). Sie stören biochemische Prozesse im Körper, wie die DNA-Reparatur und den zellulären Energiestoffwechsel. Arsen wird als Legierungsbestandteil und in der Halbleitertechnologie verwendet. Durch die Verhüttung von Erzen gelangte Arsen in großen Mengen in die Umwelt§§. Des Weiteren

wurden Arsenverbindungen früher als Unkraut- und Schädlingsbekämpfungsmittel sowie Holzschutzmittel eingesetzt. Das in den Fluss gelangte Arsen ist in der Regel an Eisen- und Aluminiumhydroxide sowie an Tonminerale gebunden. Es liegt in aerober Umgebung in der Regel als Arsenat vor und verhält sich chemisch analog dem ortho-Phosphat. Durch eine anaerobe Umgebung kann das Arsen freigesetzt werden, da sich die Hydroxide auflösen (ZOBRIŠT et al. 2000)

### 2.1.2 Blei

Blei ist mit 0,0018% Massenanteil verhältnismäßig selten in der Erdkruste vorhanden. Da es sich durch seinen niedrigen Schmelzpunkt (327°C) leicht verarbeiten lässt, wird es vielseitig verwendet, unter anderem in Legierungen. Blei lässt sich leicht aus seinen Erzen gewinnen, daher ist es eines der ältesten Gebrauchsmetalle. Schon vor 5000 Jahren wurden Gegenstände aus Blei in Ägypten verwendet. Blei ist ubiquitär. Während der Verwendung von verbleitem Benzin wurden allein in der Bundesrepublik Deutschland rund 200 000 t Blei freigesetzt (BLIEFERT 2002).

Blei ist für den Menschen, für Pflanzen und Tiere kein essentielles Element. Es wirkt toxisch, vor allem Kinder reagieren sehr stark auf erhöhte Bleikonzentrationen (PATOČKAL & ČERNÝ 2003). Eine Vergiftung mit Blei ist selten akut, chronische Vergiftungen hingegen kommen häufiger vor und manifestieren sich im Magen-Darm-Trakt, im Nervensystem und wirken sich negativ auf das Blutbild aus (JOVER et al. 1996). Auch die Cancerogenität von Blei konnte nachgewiesen werden (MOORE & MEREDITH 1979). Blei und seine Verbindungen gehören zu den starken „Umweltgiften“. In einer sulfidischen Umgebung können sich im Sediment schwerlösliche Bleisulfide bilden.

### 2.1.3 Cadmium

Cadmium ist ein sehr seltenes Element. Sein Anteil an der Erdkruste beträgt etwa  $3 \cdot 10^{-5}$  % (BREUER 1981). Cadmium wird zur Herstellung von Trockenbatterien und Korrosionsschutzüberzügen (zum Beispiel in der Automobilindustrie) verwendet und als Legierungsbestandteil eingesetzt. Cadmiumverbindungen werden auch zur Erzeugung hochtemperaturbeständiger Farbpigmente benutzt (CdS, gelbes Pigment).

Cadmium in der Umwelt stammt hauptsächlich aus der Verhüttung von Metallerzen und aus der Müllverbrennung. In Mineraldünger sind, je nach Herkunft, bestimmte Mengen an Cadmium enthalten. Daher gelangt durch die Verwendung dieser Dünger Cadmium in den Boden und durch Ablauf von Äckern in die Flüsse (BORGHES et al. 2011, ATAFAR et al 2010). Die Abwässer der cadmiumverarbeitenden Industrie trugen dieses Metall in die Umwelt ein. Durch die heute geltenden Grenzwerte und Kontrollen wurden diese Quellen stark reduziert. Die Flusssedimente, die mit Cadmium belastet sind, können eine Quelle von Cadmium darstellen.

Cadmium ist kein essentielles Element. Regelmäßige Aufnahme kann zu starken Veränderungen am Knochenkörper, am Knochenmark und zu Osteoporose führen (s. Japan, „Itai-Itai-Krankheit“) (KOBAYASHI 1978). Ebenso kann die Niere geschädigt werden (MARQUARDT & SCHÄFER 1997).

Durch seine chemische Ähnlichkeit zu Calcium reichert sich Cadmium in der Nahrungskette über Pflanzen und Tiere an (BRZORSKA & MONIUSKO 1997, HAMILTON & SMITH 1978). Zu dem hat es eine hohe biologische Halbwertszeit (JARUP & ÅKESSON 2009).

#### 2.1.4 Chrom

Chrom ist ein essentielles Element, der Mensch enthält etwa 0,03 mg/kg Körpergewicht. Elementares Chrom und die dreiwertigen Verbindungen sind nicht toxisch. Die Verbindungen von Chrom (VI) wirken stark hautreizend und sind cancerogen (DAYLAN & PAINE 2001). Chrom wird als Legierungsbestandteil verwendet. Zum Schutz vor Oxidation werden metallische Bauteile mit einer dünnen Schicht Chrom überzogen. Elementares Chrom wird bei normalen Temperaturen nicht durch Luftsauerstoff und andere Umwelteinflüsse oxidiert. In der lederverarbeitenden Industrie findet Chrom Anwendung als Gerbmittel. Chrom in der Umwelt stammt hauptsächlich aus nicht ausreichend geklärten Abwässern und Bergbau.

#### 2.1.5 Kobalt

Kobalt ist ein essentielles Element für den Menschen, normalerweise enthält dieser 0,03 mg/kg Körpergewicht. Der Tagesbedarf liegt bei etwa 0,1 µg. Kobalt wird zur

Bildung von Vitamin B<sub>12</sub> benötigt. Im Allgemeinen sind Kobaltverbindungen nicht giftig, hohe Dosen können jedoch zu Schäden an den inneren Organen und der Haut führen sowie im Extremfall Krebs auslösen (BUCHER et al. 1999). Kobalt wird in Legierungen verwendet. In der Glasindustrie ergeben Beimengungen von Kobalt dem Glas eine intensive blaue Farbe (Kobaltglas) oder entfernen den gelblichen Farbton der aus Beimischungen von Eisen resultiert. In der Katalysatorindustrie finden Kobaltverbindungen ebenfalls Anwendung (SADEQZADEH et al. 2011). Bei der Fischer-Tropsch-Synthese werden ebenfalls Katalysatoren auf Kobaltbasis verwendet.

### 2.1.6 Kupfer

Kupfer ist im menschlichen Körper im Mittel mit etwa 3 mg/kg Körpergewicht enthalten, es ist ein essentielles Element für den Menschen, sowie für einige Tiere, Pflanzen und Mikroorganismen. Für den Menschen und höhere Tiere sind Kupferverbindungen wenig toxisch. Erst in höheren Dosen wirken sie zum Beispiel als Brechmittel und haben cancerogenes Potenzial (SCHAFER & SCHÜMANN 1991). Zu beachten ist jedoch unter ökotoxikologischen Gesichtspunkten, dass auf niedere Lebewesen, wie Bakterien, Pilze und Algen, schon viel geringere Mengen an gelöstem Kupfer toxisch wirken. Dies kann sich auf den Zustand eines Gewässers auswirken, das natürliche Gleichgewicht wird bereits durch geringe Kupfermengen gestört. Kupfer findet vielfältig Anwendung, es wird in metallischer Form als Leiter genutzt und wegen seiner hervorragenden Wärmeleitfähigkeit für die Herstellung von Kochgeschirr und Kühlgeräten herangezogen. Auch in Legierungen kommt es zur Anwendung.

### 2.1.7 Nickel

Das Element Nickel ist für den Menschen und für viele andere Lebewesen essentiell. Der Mensch enthält etwa 0,014 mg/kg Körpergewicht. Für den Menschen sind Nickel und Nickelverbindungen stark toxisch und cancerogen (DENKHAUS & SALINKOW 2002). Auch Kontaktallergien treten häufig nach Kontamination auf. Manche Pflanzen hingegen tolerieren nicht nur hohe Konzentrationen an Nickel, sondern reichern es auch an, so zum Beispiel einige Kiefernarten. Nickel wird hauptsächlich als Bestandteil von Legierungen verwendet, außerdem werden viele Batterien und Akkumulatoren mit Nickel hergestellt. In der Lebensmittelindustrie findet Nickel als feinverteiltes Metall bei der Härtung von Fetten Anwendung, indem es als Katalysator eingesetzt wird.

### 2.1.8 Zink

Nach Eisen ist Zink biologisch am wichtigsten. Der Mensch enthält durchschnittlich etwa 40 mg/kg Körpergewicht. Zink und Zinkverbindungen sind für den Menschen wenig toxisch, sie verursachen allerdings in höheren Dosen Übelkeit und Erbrechen (Fosmire 1990). Verwendet wird Zink bei der Herstellung von Batterien und Legierungen. Des Weiteren finden Zinkverbindungen auch Anwendung als anorganische Pigmente, zum Beispiel ZnO ist weiß. In hohen Konzentrationen kann sich Zink in der Umwelt negativ auf das mikrobielle Wachstum auswirken (CHANDER & BROOKES **1993**).



## 2.2 Phosphor

Phosphor ist ein essentielles Element für alle Lebewesen. In einem durchschnittlichen Menschen sind etwa 700 g Phosphor enthalten. Dieser liegt in Form von Phosphaten und Phosphorsäureestern vor. Phosphor ist in aquatischen Systemen häufig der limitierende Faktor für Wachstum, d. h. je mehr Phosphor bioverfügbar ist, desto stärker ist das Pflanzenwachstum. Viele Süßwasserorganismen reichern daher Phosphor stark an, um ihn zu speichern. Algen können Phosphor bis auf das 10-fache der Konzentration im sie umgebenden Wasser anreichern, Fische bis auf das 13000-fache und Planktonkrebse erreichen Anreicherungsfaktoren von bis zu 40000.

Phosphor ist das am Besten untersuchte Element in aquatischen Systemen (NIERENBERG 1992).

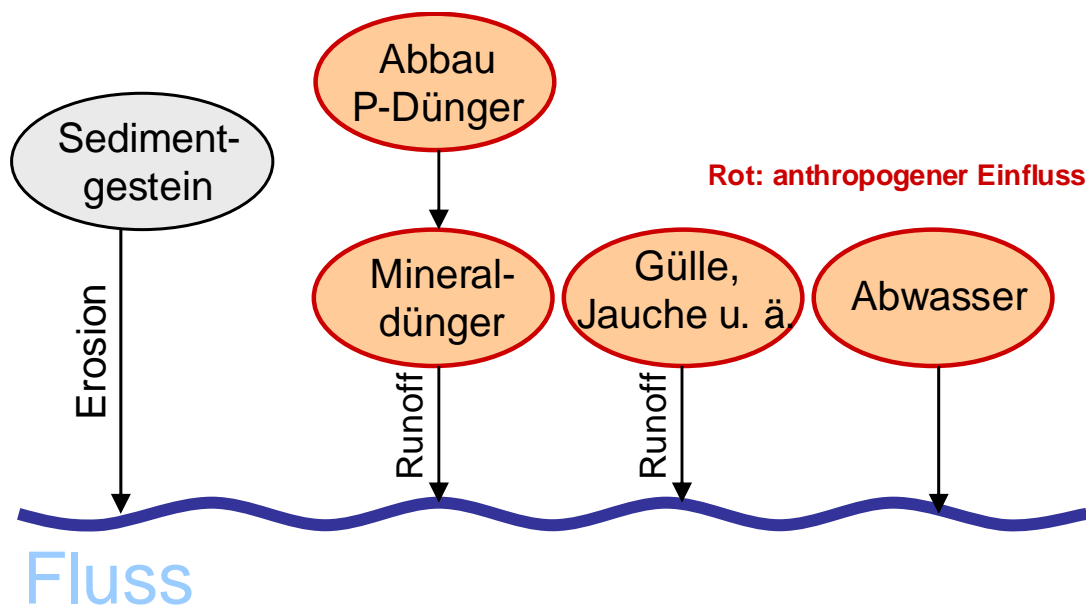


Abbildung 2 Schematische Darstellung des Phosphoreintrages in Oberflächengewässer

In **Abbildung 2** ist der Eintrag von Phosphor in Oberflächengewässer dargestellt. Durch Erosion von phosphorhaltigen Gesteinen gelangt Phosphor auf natürliche Weise in den Kreislauf. Ebenso wird Phosphor durch die Auswaschung von Mineraldünger von Feldern („runoff“) in Flüsse eingetragen. Der Dünger wird aus Ablagerungen von Vogelkot

gewonnen (Guano), diese sind reich an Phosphor (IDRIS 2011, CORDELL et al 2009). Da mineralische Phosphorlagerstätten endlich sind, werden tierische Exkremente als P-Dünger immer wichtiger (DAWSON & HILTON 2011). Sie enthalten eine hohe Konzentration an Phosphor (GALVEZ-SOLA et al. 2010). Durch Ablauf von Feldern kann der Phosphor aus Gülle u. ä. in Gewässer eingetragen werden.

Phosphorverbindungen gelangen ebenfalls durch anthropogene Abwässer in die Oberflächengewässer. Der anthropogene Phosphoreintrag durch die Verwendung phosphathaltiger Wasserenthärter in Waschmitteln stieg vor 60 Jahren deutlich an. Durch diesen Anstieg von bioverfügbarem Phosphor wurde in den 50er und 60er Jahren des vorigen Jahrhunderts in Oberflächengewässer vielerorts eine Eutrophierung der Gewässer ausgelöst (Okun 1972, Hammond 1971).

Durch die Waschmittelverordnung und die Verordnung über den Höchstgehalt von Phosphor in Waschmitteln (PHÖCHSTMENGV) Anfang der 1980er Jahre wurde der Eintrag deutlich reduziert. Dennoch liegen in den Sedimenten der Oberflächengewässer hohe Konzentrationen an Phosphor vor. Durch ein Umlagerungsereignis (Hochwasser, gewässerbauliche Maßnahmen usw.) kann dieses Sediment mit dem Wasserkörper in Kontakt kommen. Dadurch gelangen die im Sediment gebundenen Phosphorverbindungen in den biologischen Kreislauf (KIM et al. 2004).

Im Wasserkörper kann der, meist als ortho-Phosphat vorliegende, Phosphor verschiedenen Umwandlungsprozessen unterliegen. Zum einen kann er von Algen aufgenommen werden. Aus diesen kann Phosphor nach Absterben des Organismus ebenfalls wieder freigesetzt werden. Phosphat wird bei der Fällung von Eisen- und Aluminiumhydroxiden mitgefällt. Dies ist der Hauptweg der Entfernung aus dem Wasserkörper, denn die Bildung von Strengit [ $\text{FePO}_4$ ] oder Variscit [ $\text{AlPO}_4$ ] ist aufgrund der Löslichkeit der beiden Salze nicht wahrscheinlich (ZINDER 1985).

Durch frühdiagenetische Umwandlungsprozesse im Sediment können die im Sediment gebundenen Phosphate freigesetzt werden. Diese Prozesse sind in **Abbildung 3** zusammengefasst. Wird das aus dem Wasserkörper gefällte Eisenhydroxid an aeroben Bedingungen ausgesetzt, so wird das Fe(III) zu Fe(II) reduziert und geht in Lösung. Durch die Lösung der Eisenhydroxide in den anaeroben Sedimentschichten wird das mitgefällte Phosphat freigesetzt. Das Phosphat diffundiert aufgrund des Konzentrationsgefälles durch

das Sediment in Richtung des Freiwasserkörpers. Gelangen die Eisenionen und Phosphat in sauerstoffhaltige Sedimentschichten, kann das Eisen wieder gefällt werden und einen Teil des Phosphates erneut mitfällen. Die Freisetzung von Phosphat im Sediment wird ebenfalls von Bakterien beeinflusst. Sie beschleunigen den Abbau organischer Substanz durch enzymatische Hydrolyse. Diese Bakterien sind im Stande, große Mengen an Phosphor zu speichern und unter anoxischen Bedingungen wieder freizugeben (HUPFER et al. 1995, LEITAO et al. 1995). Die Freisetzung und Wiederausfällung von Phosphaten aus Eisen und Aluminiumhydroxiden und die Aufnahme und Wiederabgabe von Phosphat aus Bakterien sind redoxensitive Prozesse. Im Porenwasser vorliegendes Phosphat kann an freie Plätze an der Oberfläche von Tonmineralen und Aluminiumhydroxid adsorbieren. Dieser Prozess ist in Abhängigkeit vom pH Wert reversibel (LUDWIG 2001).

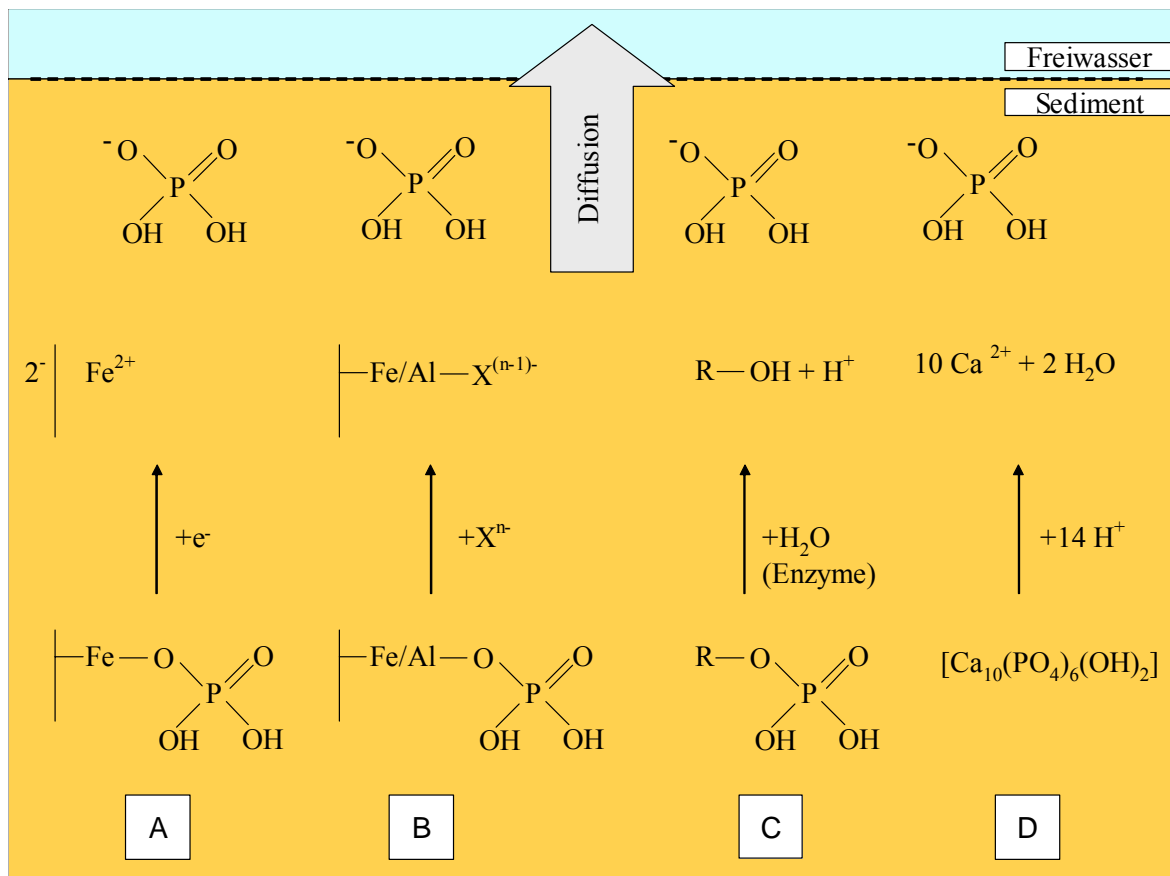


Abbildung 3 Umwandlungsprozesse im Sediment (nach LUDWIG 2002)

- A: Reduktive Auflösung von Eisenhydroxiden  
 B: Anionenaustausch ( $X^{n-}$ : Hydroxidion oder anderes Anion)  
 C: Enzymatische Hydrolyse von Phosphor in Biomasse, R: organischer Rest  
 D: Lösung säurelabiler Phosphatphasen, Hydroxylapatit exemplarisch angegeben.

### 3. Probenahmegebiete

In Russland wurden zwei Flüsse des Gewässersystems der Wolga untersucht. Die Moskva durchfließt Moskau und mündet in die Oka. Die Oka mündet bei Nishni Novgorod in die Wolga. In Deutschland wurde der Neckar untersucht.

#### 3.1 Die Moskva

Die Moskva entspringt in den Smolensker Höhen auf ca. 310 m ü. N.N. und fließt anschließend in nordwestlicher, dann in nordöstlicher und schließlich in östlicher Richtung. Bei dem Ort Palashkino ist sie zu dem Moschaisker Stausee aufgestaut. Die Moskva fließt durch die Oblaste (Regionen) Smolensk und Moskau.



Abbildung 4 Blick auf die Moskva und den Kreml in Moskau, November 2007

Zudem durchfließt die Moskva die Stadt Moskau (**Abbildung 4**). An fünf Punkten wird im Stadtgebiet Moskau aus der Moskva Trinkwasser für die Metropole gewonnen. Etwa 120 km nach dem Durchfließen von Moskau mündet die Moskva bei der Stadt Kolomna in die Oka.

Pro Jahr werden  $2,2 \cdot 10^9 \text{ m}^3$  Abwasser in die Moskva und ihre Zuflüsse eingeleitet (YAHYA 2000). Das Einzugsgebiet der Moskva gehört zu einer Region mit einer sehr

hohen Bevölkerungsdichte, die zudem hoch industrialisiert ist und intensiv landwirtschaftlich genutzt wird (GREMM ET AL 2002).

Die Moskva hat eine Gesamtlänge von 503 km. Das Einzugsgebiet umfasst eine Fläche von 17600 km<sup>2</sup>. Der Flussverlauf der Moskva beinhaltet einen Höhenunterschied von 155 m im Durchschnitt zwischen der Quelle und der Mündung. Die Moskva friert im Winter regelmäßig zu, jedoch durch die starke industrielle Nutzung ist dies jedoch unterhalb von Moskau nicht immer oder nur spät im Winter der Fall. 50% des Wassers der Moskva sind Brauchwasser (pers. Mitteilung KOLOMIYTZEV 2008), dessen Temperatur höher liegt als die Temperatur des natürlichen Flusswassers.

Die Hauptnebenflüsse der Moskva sind die Ruza, Istra, Yauza, Pakhra und Severka. Nachdem der Moskauer Kanal 1937 fertig gestellt wurde, empfängt die Moskva auch einen Teil des Wassers aus dem Oberlauf der Wolga. Durch den Kanal wird der Schiffsverkehr sichergestellt, dies war vor dem Bau des Kanals in niederschlagsarmen Jahren nicht immer möglich. Der durchschnittliche Abfluss der Moskva in die Oka beträgt 250 m<sup>3</sup>/s. Im Winter wird die Schifffahrt in Russland eingestellt, daher werden die Dämme der Stauseen der Moskva oberhalb von Moskau geschlossen und der Wasserstand deutlich reduziert. Dadurch sinkt die Fließgeschwindigkeit von 1,5-2,0 m/s im Sommer auf 0,1 m/s im Winter.

### 3.2 Die Oka

Die Oka ist mit einer Länge von 1480 km nach der Kama der zweitgrößte Nebenfluss der Wolga. Die Oka entspringt bei dem Dorf Alexandrovka, südlich der Stadt Orjol. Zunächst fließt sie nach Norden durch die Oblaste Orjol, Tula und Kaluga. Nach Kaluga wendet die Oka sich nach Osten. Im Oblast Moskau mündet schließlich die Moskva in die Oka (bei Kolomna, **Abbildung 5**). Die Oka durchfließt in südöstlicher und östlicher Richtung den Oblast Rjasan. Schließlich wendet sie sich nach Norden und durchfließt die Oblaste Wladimir und Nishni Nowgorod. In der Stadt Nishni Nowgorod mündet die Oka in die Wolga. Das Einzugsgebiet der Oka hat eine Größe von 245000 km<sup>2</sup>, der mittlere Abfluss beträgt an der Mündung ca.  $40 \cdot 10^9$  m<sup>3</sup>/a (KORNDÖRFER 1993).



Abbildung 5 Blick auf die teilweise zugefrorene Oka in der Nähe von Kolomna, direkt flussabwärts der Mündung der Moskva im November 2007

Im Einzugsgebiet der Oka leben etwa 13,5 Millionen Menschen. Der Trinkwasserbedarf von  $9 \cdot 10^9$  m<sup>3</sup>/a wird zu etwa 65% aus aufbereitetem Flusswasser gewonnen. Pro Jahr nimmt die Oka etwa  $7,5 \cdot 10^9$  m<sup>3</sup>/a Abwasser auf, rund 2/3 davon sind ungeklärt (KORNDÖRFER 1993). Die Oka ist von Nishni Nowgorod bis hinauf nach Kolomna schiffbar. Dies wird durch mehrere Schleusen auch in niederschlagsarmen Monaten gewährleistet.

Die wichtigsten Nebenflüsse der Oka sind die Kljasma und die Moskwa von Norden sowie die Mokscha und die Upa von Süden.

### 3.3 Probenahmepunkte an der Moskva und Oka in den Jahren 1993, 1997 und 2007

Im Rahmen der Wolga-Rhein- und der Oka-Elbe-Projekte wurden in Russland verschiedene Probenahmen durchgeführt. In den Jahren 1993, 1997 und 2007 wurden im Großraum Moskau die Flüsse Moskva und Oka und Nebenflüsse der Moskva untersucht. Dabei wurden Oberflächensedimentproben mit einem Kastengreifer entnommen. Die Probenahmepunkte und deren Bezeichnung sind in den **Abbildungen 6-8** dargestellt. Die Ergebnisse der Probenahmen aus den Jahren 1993 und 1997 werden in dieser Arbeit mit freundlicher Genehmigung von A. Yahya, Institut für Geowissenschaften, verwendet.

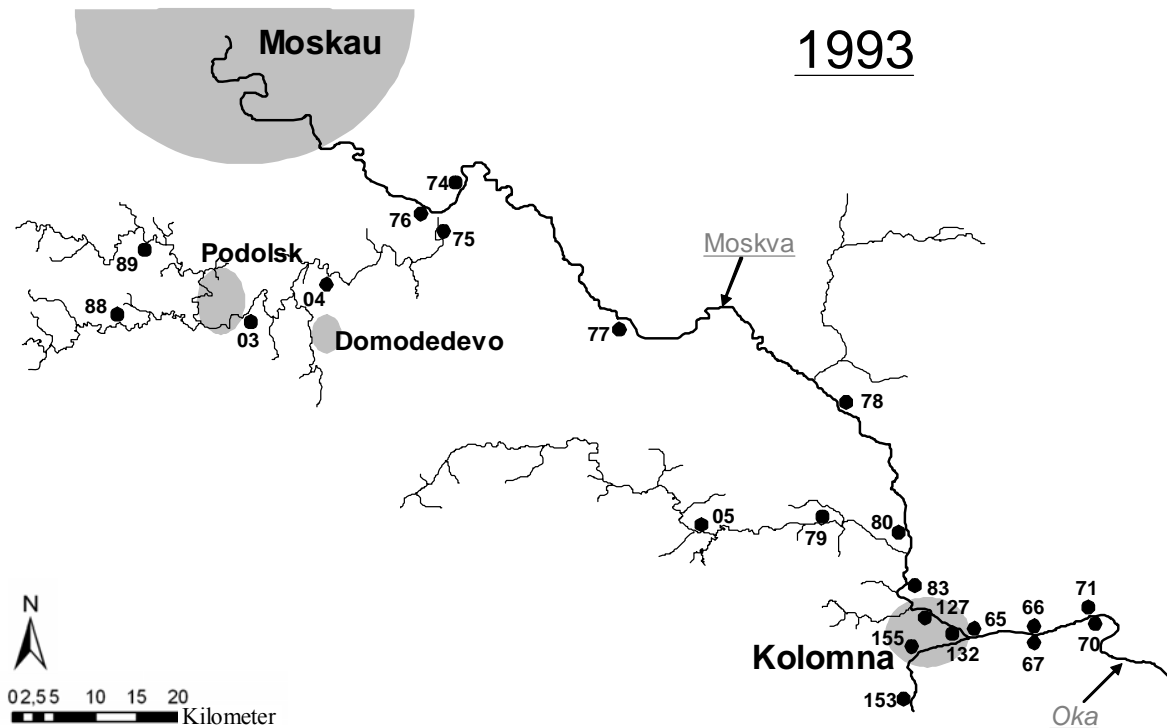


Abbildung 6 Lage der Probenahmepunkte an der Moskva und Oka 1993

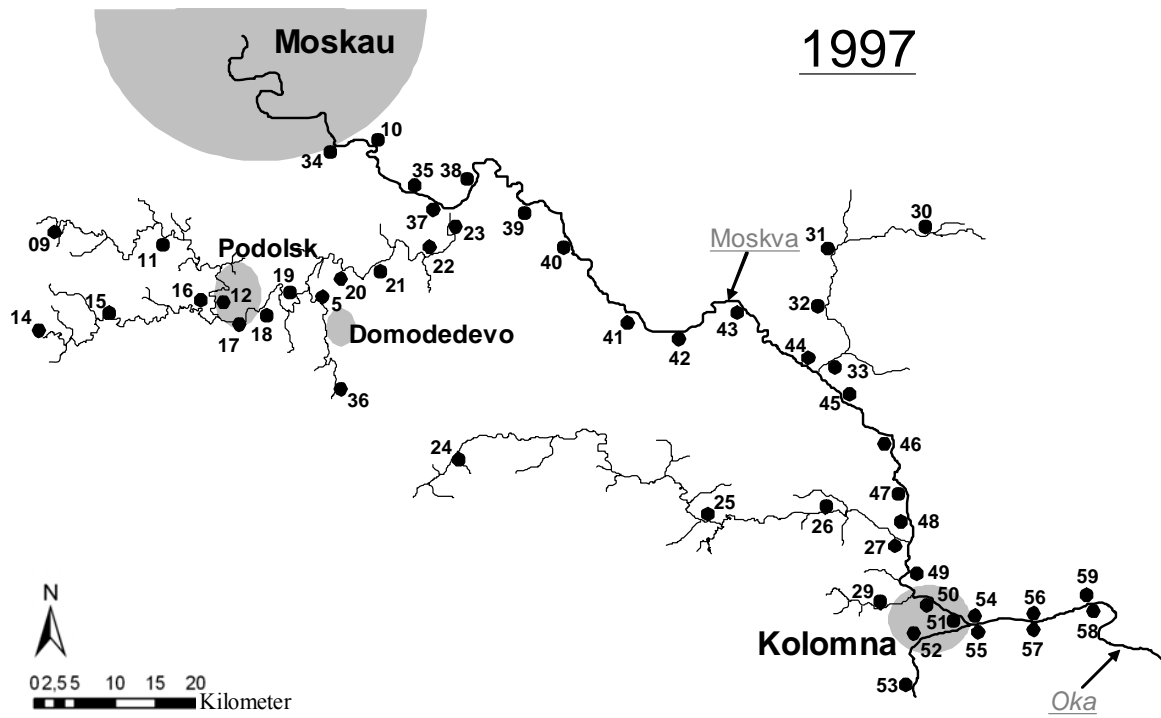


Abbildung 7 Lage der Probenahmepunkte an der Moskva und Oka 1997

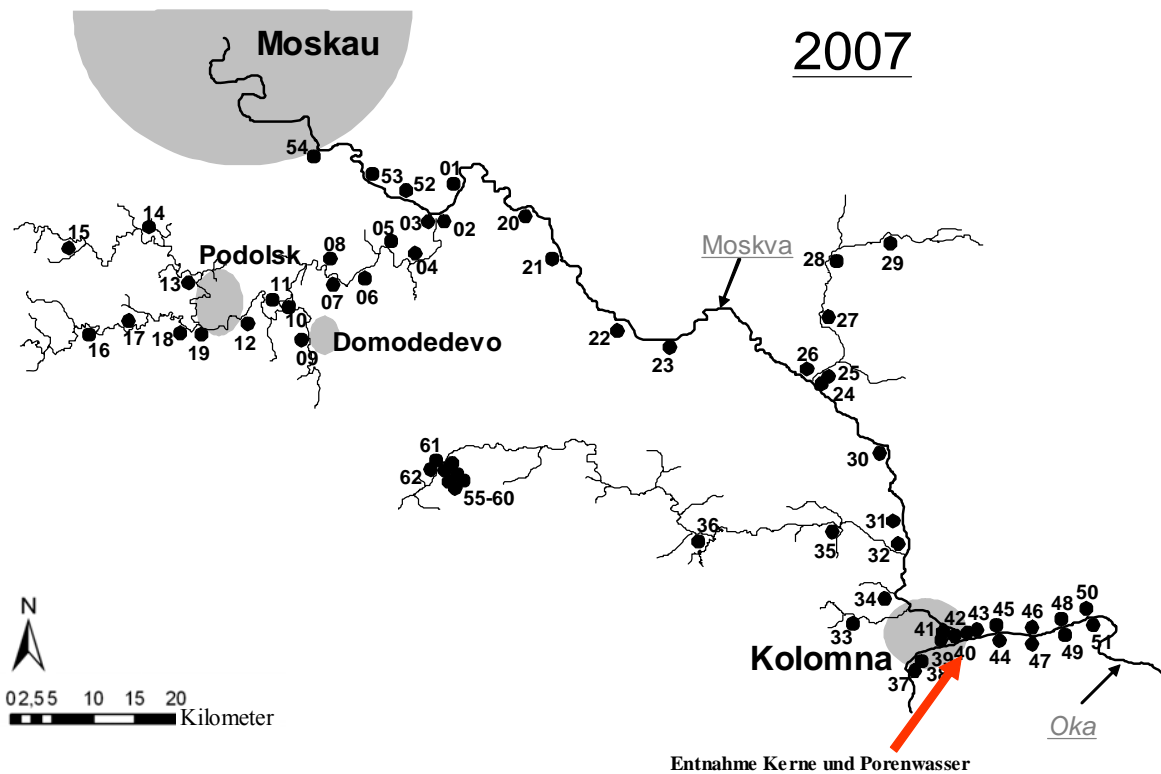


Abbildung 8 Lage der Probenahmepunkte an der Moskva und Oka 2007



### 3.4 Der Neckar

Der Neckar entspringt im Schwenniger Moos bei Villingen-Schwenningen am Ostrand des Südschwarzwaldes auf einer Höhe von 706 m ü. NN. Bei Gewässerkilometer 371 mündet er bei Mannheim in den Rhein (95 m NN). Der Neckar entwässert ein Einzugsgebiet von etwa 14.000 km<sup>2</sup> und umfasst damit den zentralen Teil Baden-Württembergs. Er wird zwischen Plochingen und Mannheim durch 27 Stauwehre und Stauhaltungen reguliert, um die Schiffbarkeit zu gewährleisten.



Abbildung 9 Der Neckar an der Schleuse Schwabenheim während der Probenahme im August 2009

Der in dieser Arbeit beprobte Abschnitt des Neckars umfasst eine Länge von etwa 140 km und entwässert ein Gebiet von etwa 5.700 km<sup>2</sup>. Dies entspricht etwa 42% des Gesamt-einzugsgebietes des Neckars. Von Lauffen bis Mannheim-Feudenheim ist der Neckar durch 14 Staustufen geregelt. Zwischen der Staustufe Kochendorf und Gundelsheim

fließen die Kocher und die Jagst, die längsten Nebenflüsse des Neckars, von Norden in den Fluss. Der Neckar hat an seiner Mündung einen durchschnittlichen Abfluss von  $145 \text{ m}^3/\text{s}$ .

### 3.5 Probenahmepunkte am Neckar im Zeitraum 1979-2009

Von den 27 Staustufen des Neckars wurden in dieser Probenahme 14 beprobt. Diese sind im Unterlauf des Flusses gelegen (**Abbildung 10**). Diese Probenahmepunkte wurden ebenfalls in den Jahren 1979, 1985, 1990 und 1998 untersucht.

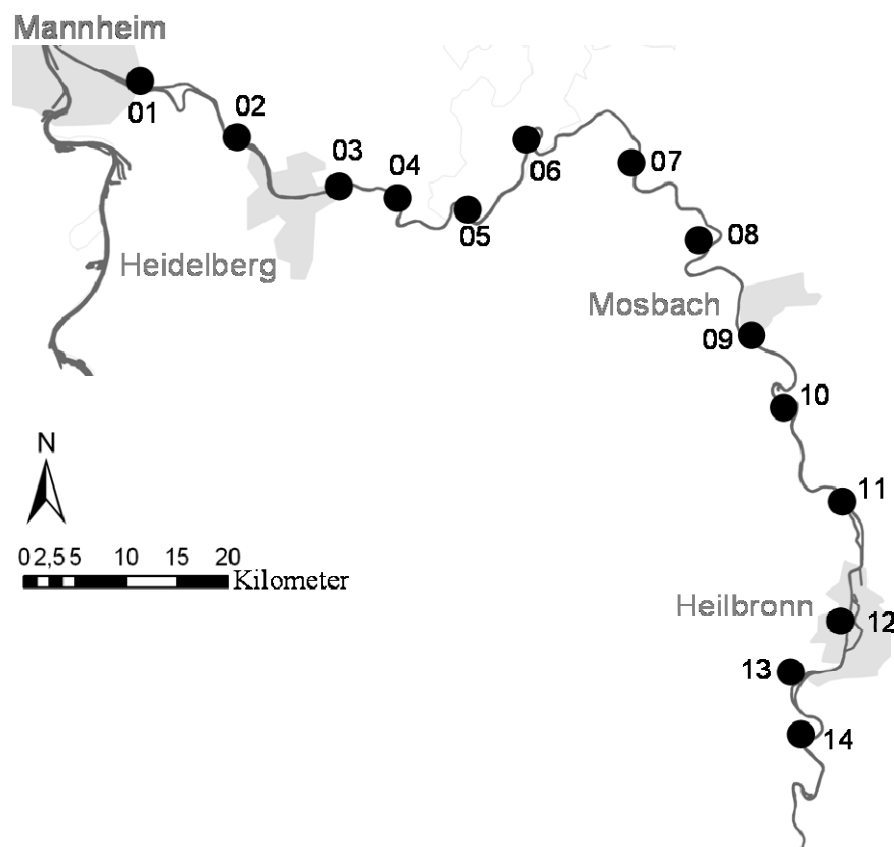


Abbildung 10 Lage der Probenahmepunkte der Probenahmen von 1979 bis 2009

In **Tabelle 1** sind die Namen und Koordinaten der Probenahmepunkte wiedergegeben.

Tabelle 1 Koordinaten der Probenahmepunkte am Neckar und deren Distanz zur Mündung des Neckars in den Rhein

	Name	Distanz zur Mündung [km]	östl. Länge	nördl. Breite
1	Feudenheim	6,20	8,510833	49,484167
2	Schwabenheim	17,70	8,633889	49,443333
3	Heidelberg	26,10	8,718611	49,415
4	Neckargemünd	30,80	8,776111	49,409167
5	Neckarsteinach	39,30	8,8425	49,400278
6	Hirschhorn	47,70	8,903333	49,45
7	Rockenau	61,40	9,003611	49,431667
8	Guttenbach	72,20	9,076111	49,382778
9	Neckarzimmern	85,90	9,1325	49,315278
10	Gundelsheim	93,80	9,153333	49,280278
11	Kochendorf	103,90	9,208611	49,216944
12	Heilbronn	113,60	9,199722	49,137222
13	Horkheim	117,50	9,166111	49,1175
14	Lauffen	125,10	9,1625	49,072222

Im Jahr 1979 wurden ausschließlich die Punkte 1-10 beprobt, daher fehlt in der vergleichenden Ansicht der Wert zu dem Punkt Lauffen.

## 4. Material und Methoden

### 4.1 Probenahme

Es wurden Oberflächensediment, Sedimentkerne und Porenwasserproben entnommen. Zu Vergleichszwecken wurden bei den Probenahmen Freiwasserproben aus dem Flusswasserkörper entnommen. Dabei wurden jeweils zwei Proben entnommen. Die Probe, aus der die Kationen bestimmt werden sollten, wurde über einen 0,45 µm Celluloseacetat-Spritzenvorsatzfilter filtriert und mit HNO<sub>3</sub> angesäuert (Volumenverhältnis Säure:Probe 1:100), um sie zu stabilisieren. Die Anionenprobe wurde ausschließlich filtriert (s.o.). Die Wasserproben wurden bis zur Analyse im Kühlschrank aufbewahrt.

#### 4.1.1 Sedimente

Die Oberflächensedimente wurden mit Hilfe eines Kastengreifers vom Typ „Van Veen“ von einem Boot beziehungsweise von der Seitenmauer der Staukammern der Neckarschleusen entnommen (**Abbildung 11**).

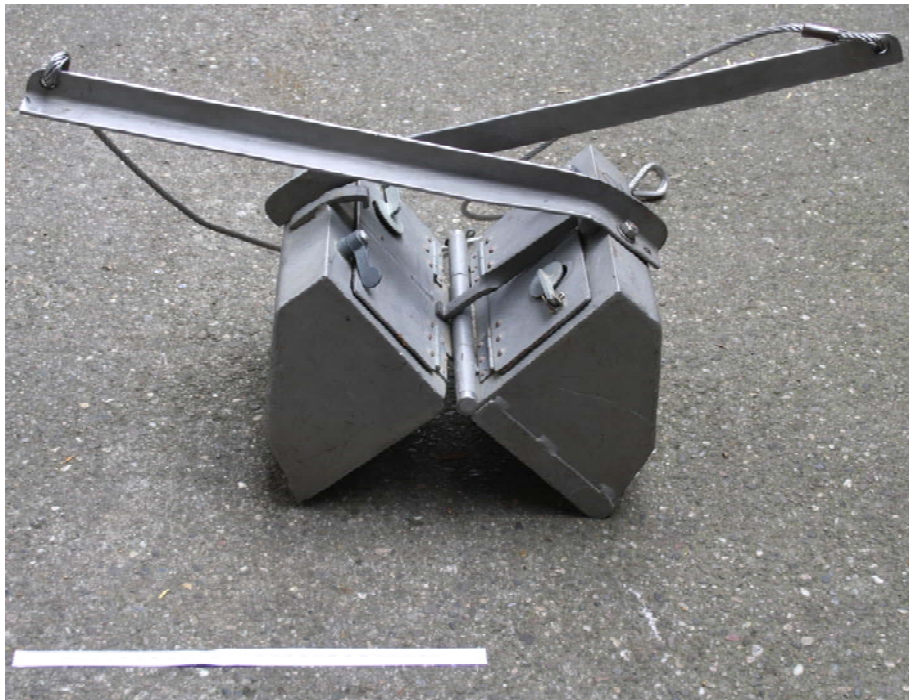


Abbildung 11 Kastengreifer des Typs „Van Veen“, Länge Maßstab unten im Bild 30 cm

Diese Art der Sedimentprobenahme erbringt eine Sedimentmischprobe der obersten 4-10 cm des Sedimentes (LIE & PAMATAT 1965). Diese repräsentieren, bei einer angenommenen durchschnittlichen Sedimentationsrate von 1 cm/a die vergangenen 10-15 Jahre (MÜLLER et al. 2007). Die Mischproben, welche aus drei Entnahmen gewonnen wurden, wurden direkt nach der Probenahme in Plastikbeuteln luftdicht verpackt und bis zur Analyse kühl gelagert.

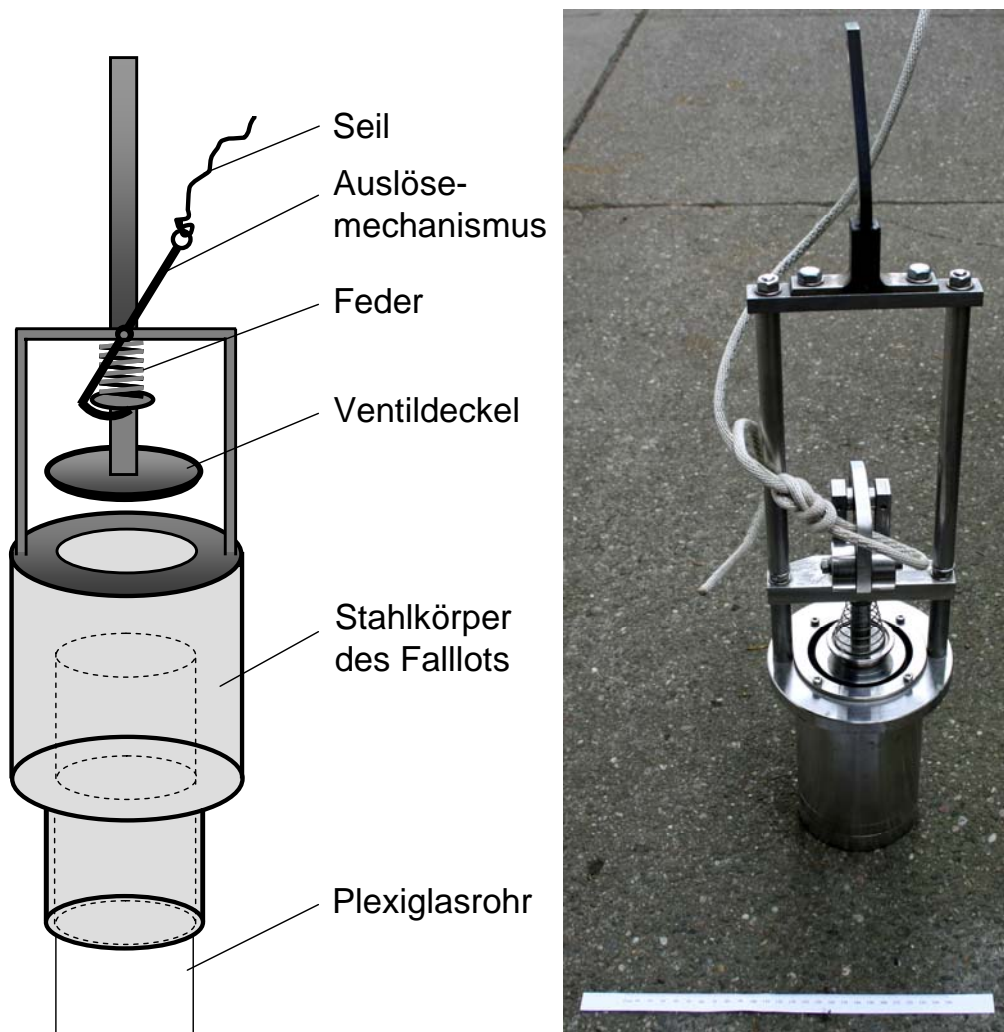


Abbildung 12 Kolbenprobenahmekopf (links schematische Darstellung), der Maßstab auf dem Photo rechts ist 30 cm lang)

Die Sedimentkerne wurden mit Hilfe eines Kolbenprobenahmekopfes gewonnen (**Abbildung 12**). Dabei wird eine Plexiglasröhre von 60 mm Durchmesser in ein Falllot gespannt. Dieses ist oben mit einem Ventilverschluss versehen, welcher mit einer Feder

gespannt wird und mit einem Seil versehen ist. Der Verschlussmechanismus wird durch Nachlassen der Zugspannung auf das Seil ausgelöst. Im Rahmen dieser Arbeit wurden die Sedimentkerne mit Hilfe einer Teleskopstange, an deren Ende das Falllot befestigt wurde, entnommen.

Die Plexiglasröhren wurden direkt nach der Entnahme mit Plastikkappen verschlossen und senkrecht zur Zerteilung ins Labor transportiert. Im Labor wurden die Sedimentkerne mit einem Stempel in 2 cm dicke Scheiben zerteilt, in Plastikbeutel verpackt und bis zur Analyse kühl gelagert.

#### 4.1.2 Porenwasser

Porenwasserproben wurden mit Hilfe eines Dialysesamplers („Peeper“) gewonnen (**Abbildung 13**). Der Peeper besteht aus einem Plexiglaskörper in den in zwei Spalten untereinander 81 Langlöcher eingefräst worden sind. Diese werden mit entgastem, deionisiertem Wasser gefüllt und mit einer semipermeablen Membran bedeckt, ohne dass Gaseinschlüsse entstehen. Mit einer Deckplatte, die analog dem Grundkörper Löcher enthält, wird die Membran fixiert.

Der Peeper wurde zu  $\frac{3}{4}$  in das Sediment eingebracht und dort mindestens 5 Tage belassen, so dass sich zwischen dem Porenwasser und dem Wasser in den Dialysekammern ein Gleichgewicht einstellen konnte. Nach der Bergung des Peepers wurde dieser nach Möglichkeit in einer Inertgasatmosphäre in das Labor gebracht. Im Labor wurden, wenn möglich unter einer Inertgasatmosphäre, die Porenwasserproben aus den Kammern des Peepers entnommen und analysiert.

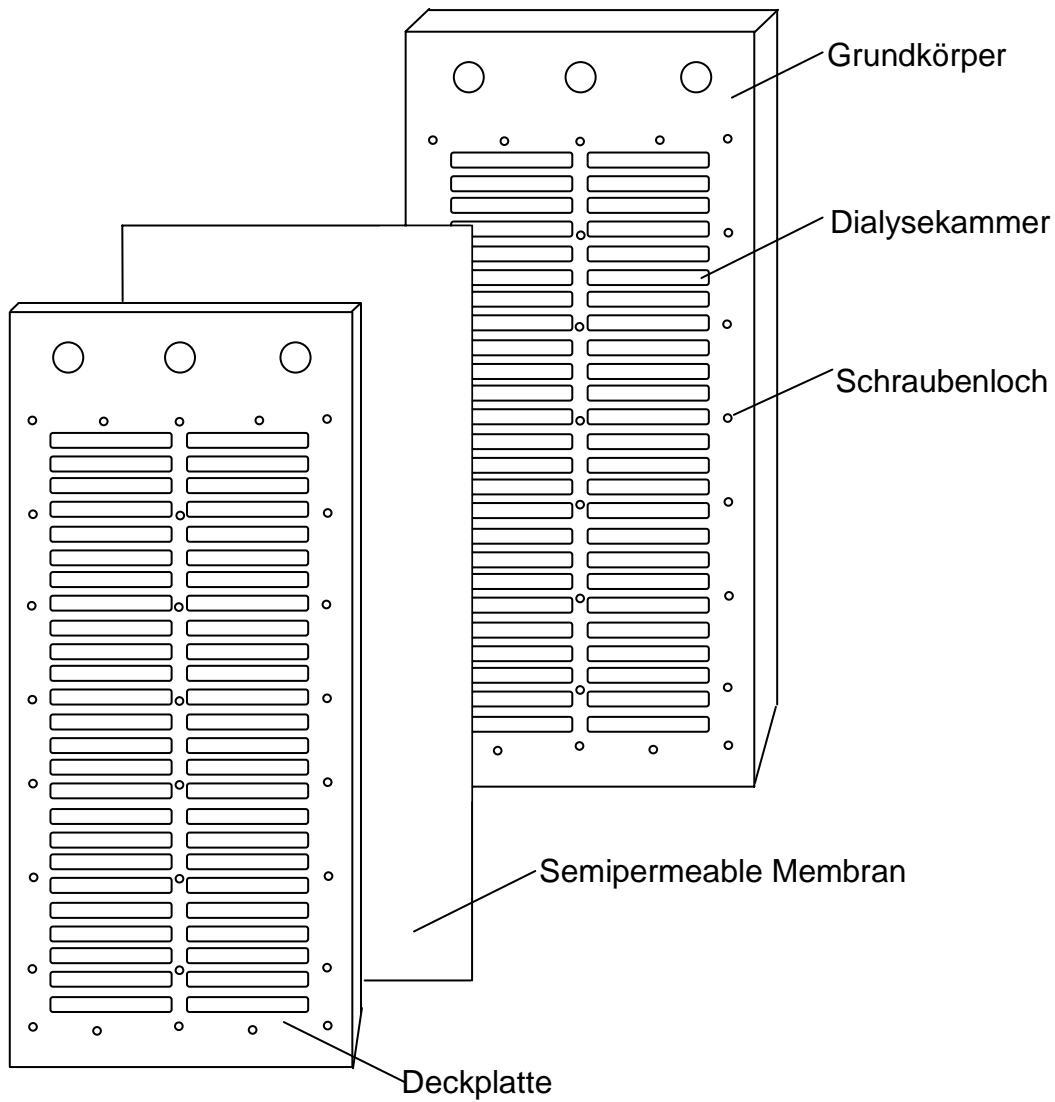


Abbildung 13 Porenwasserprobenahmegerät ("Peeper"), oben schematische Darstellung, unten Photo ( Länge Maßstab 30 cm)

## 4.2 Probenbehandlung

Um eine Vergleichbarkeit der Messwerte mit den Daten aus den vorhergehenden Messkampagnen zu gewährleisten, wurden bei allen Sedimentproben die Konzentrationen der Analyten in der Feinkornfraktion ( $< 20 \mu\text{m}$ ) bestimmt. Die Sedimentproben wurden über ein Sieb ( $20 \mu\text{m}$  Maschenweite, PE) nass gesiebt und in Porzellanschalen bei  $40^\circ \text{C}$  getrocknet. Anschließend wurden sie in Achatmahlgefäßen in einer Planetenkugelmühle 5 min bei 200 Umdrehungen pro Minute zerkleinert.

## 4.3 Königswasseraufschluss

Durch einen Königswasseraufschluss wurden die nicht-silikatischen Bestandteile der Proben in Lösung gebracht. Der feste Rückstand wurde abgetrennt und verworfen.

Für den Königswasseraufschluss wird etwa 0.5 g der getrockneten und gemahlten Probe eingewogen. Diese wird jeweils mit 3.3 mL Salpetersäure p. A. und 9.9 mL Salzsäure p. A. versetzt und über Nacht stengelassen. In dieser Zeit reagieren die Carbonate und organischen Bestandteile der Probe mit dem Königswasser, welche bei direktem Erhitzen ein Übersäumen der Suspension verursachen könnten. Die Proben werden anschließend vorsichtig auf dem Sandbad auf etwa  $160^\circ \text{C}$  erhitzt und bei dieser Temperatur für mindestens drei Stunden extrahiert. Nach dem Abkühlen wird die Lösung in einen 50 mL Messkolben überführt, welcher vorsichtig bis zur Eichmarke mit destilliertem Wasser aufgefüllt wird. Die Probe wird über einen Faltenfilter (Schleicher & Schuell) von dem festen Rückstand getrennt und bis zur Analyse in einer 50 mL PE-Weithalsflasche aufbewahrt.



## 4.4 Analytische Methoden

Im Folgenden werden die in dieser Arbeit verwendeten Analysemethoden aufgeführt und erläutert.

### 4.4.1 Photometrie

Für die Bestimmung wurde ein Specord 50 Photometer der Firma Analytik Jena verwendet.

#### 4.4.1.1 Phosphatbestimmung mit der Molybdänblauemethode

Dieses Verfahren beruht auf der Bildung eines blauen Komplexes durch selektive Reduktion von Molybdätdiphosphorsäure (HEINRICHS & HERRMANN 1990).

Material:	1 cm Photometerküvetten von Ratiolab □ Art. Nr. 1101
Reagentien:	H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> konz. Schwefelsäure p. A. H <sub>2</sub> NSO <sub>3</sub> H Amidosulfonsäure p. A. (NH <sub>4</sub> ) <sub>6</sub> Mo <sub>7</sub> O <sub>24</sub> *4 H <sub>2</sub> O Ammoniumheptamolybdat-tetrahydrat p.A. K(SbO)C <sub>4</sub> H <sub>4</sub> O <sub>6</sub> *0,5H <sub>2</sub> O Kaliumantimon(III)oxidtartrat C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> O <sub>6</sub> L(+)Ascorbinsäure p.A.
Voglers Reagenz:	Ca. 30 mL Schwefelsäure werden unter Rühren in 60 mL destilliertes Wasser gegeben. 2 g Amidosulfonsäure werden in 20 mL destilliertem Wasser gelöst. 2,5 g Ammoniummolybdat werden in 40 mL destilliertem Wasser gelöst. Ca. 0,07 g Kaliumantimon(III)oxidtartrat werden in 20 mL destilliertem Wasser gelöst. Die letzten drei Lösungen werden in dieser Reihenfolge der verdünnten Schwefelsäure zugegeben und mit destilliertem Wasser auf 200 mL aufgefüllt. Diese Lösung kann, unter Lichtausschluss aufbewahrt, etwa ein Jahr benutzt werden.
Ascorbinsäure-Reagenz:	2 g Ascorbinsäure werden in 20 mL Wasser gelöst. Die Lösung ist kühl zu lagern und maximal zwei Wochen haltbar.

Mischreagenz: Vor jeder Messung wird aus 4 Teilen Voglers Reagenz und 1 Teil Ascorbinsäurereagenz ein Mischreagenz erzeugt. Dieses kann nicht aufbewahrt werden.

Messung: In 10 mm Photometerküvetten (Halbmikroküvetten) werden 240  $\mu\text{L}$  Mischreagenz vorgelegt. Dazu werden 2 mL der zu untersuchenden Lösung gegeben. Der pH Wert der zu untersuchenden Lösung sollte zwischen 2 und 8 liegen. Die Extinktion wird nach ca. 20 min bei 880 nm gemessen.

#### 4.4.1.2 Phosphatbestimmung in den Königswasserauflösungen mit der Molybdän-gelbmethode

Die Phosphorkonzentrationen in den Königswasserauflösungen wurden photometrisch als Vanadomolybdophosphorsäure bestimmt (JACKSON 1958).

Material: 1 cm Photometerküvetten von Ratiolab □ Art. Nr. 1101

Reagentien:  $\text{NH}_4\text{VO}_3$  Ammoniummonovanadat p.A.  
 $(\text{NH}_4)_6\text{Mo}_7\text{O}_{24} \cdot 4 \text{H}_2\text{O}$  Ammoniumheptamolybdat-tetrahydrat p.A.  
 $\text{HNO}_3$  konz. Salpetersäure p.A.

Vanadomolybdatreagenz: 0,1 g Ammoniummonovanadat werden mit dest. Wasser angefeuchtet und in etwa 15 mL Salpetersäure gelöst. 2 g Ammoniumheptamolybdat werden in einem 200 mL Meßkolben in 60 mL dest. Wasser gelöst. Zu dieser Lösung wird die erste Lösung gegeben und mit dest. Wasser bis zur Messmarke aufgefüllt.

Messung: In 10 mm Photometerküvetten werden 2 mL aqua dest., 400  $\mu\text{L}$  Probe/Standard und 1 mL Vanadomolybdatreagenz gegeben und gut vermischt. Die Extinktion wird nach 20 min bei 414 nm gemessen.

#### 4.4.2 ICP-OES

Für die Bestimmung der Metallkonzentrationen (Arsen, Cadmium, Kobalt, Chrom, Kupfer, Nickel, Blei, Zink, Calcium, Natrium, Magnesium und Kalium) in den Sedimentaufschlüssen und den Wasserproben wurde ein VISTA MPX der Firma Varian mit verschiedenen Zerstäubern verwendet.

#### 4.4.3 Ionenaustauschchromatographie (IC)

Für die Bestimmung der Anionenkonzentrationen (Chlorid, Sulfat, Nitrat und Nitrit) wurde ein Ionenchromatograph DX 120 der Firma DIONEX verwendet. Die Trennung erfolgte an einer AS 9 HC-Säule, vor die eine AG 9 HC-Vorsäule geschaltet war. Als Eluent wurde eine 11 mM Na<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>-Lösung verwendet.

#### 4.4.4 Bestimmung des Gehaltes an organischem (TOC) und anorganischem Kohlenstoff (IC)

Für die Bestimmung wurde ein TOC 5050 der Firma Shimadzu verwendet. Der anorganische Kohlenstoff (Hydrogencarbonat) wurde durch ansäuern als Kohlendioxid aus der Probe ausgetrieben und als solches detektiert. Der organische Kohlenstoff wurde als Differenz von Gesamtkohlenstoff und anorganischem Kohlenstoff bestimmt. Für die Gesamtkohlenstoffbestimmung wurde der organische und der anorganische Kohlenstoff an einem Katalysator in Kohlendioxid überführt.

## 4.5 Sequenzielle Phosphorextraktion

Zur Bestimmung der Bindungsformen von Phosphor wurden eine sequenzielle Extraktionen der Sedimentproben durchgeführt. Die Extraktionen geben einen Hinweis auf die Bindungsformen und daraus lassen sich Rückschlüsse auf die Mobilität der Stoffe im Falle einer Resuspendierung des Sedimentes treffen.

Es wurde eine sequenzielle Phosphorextraktion der Sedimentproben nach HUPFER et al. (1995) durchgeführt. Einen kurzen Überblick über die dabei entstehenden Fraktionen liefert **Tabelle 2**.

Tabelle 2 Extraktionsverfahren nach PSENNER et al (1984). modifiziert durch HUPFER et al. (1995)

Fraktion	Extraktionsmittel	Spezies, die in diesem Schritt gelöst werden
NH <sub>4</sub> Cl-P	1 M NH <sub>4</sub> Cl	Wasserlöslicher und im Porenwasser gelöster Phosphor und labil an Oberflächen adsorbierte Phosphor, direkt verfügbarer Phosphor
BD-P	0,11 M Hydrogencarbonat-Dithionit-Lösung	Reduktiv lösliche Phosphorspezies, d. h. überwiegend an Fe(III)- und Mn(IV)-Hydroxide gebundene Phosphate
NaOH-SRP	1 M NaOH	In Basen lösliche Phosphorspezies, d. h. vorrangig an Oberflächen von Al-, Fe- und anderen Metalloxiden gebundene Phosphate, die gegen Hydroxidionen austauschbar sind. Ebenso Phosphor in Mikroorganismen und Detritus, huminstoffgebundene Phosphate und Polyphosphate (z.T. nicht reaktiv)
HCl-P	0,5 M HCl	In Säuren lösliche Phosphorspezies, d. h. vorwiegend carbonatisch gebundener Phosphor und Apatit-Phosphor
Residual-P	Königswasser	Residualer Phosphor

NH<sub>4</sub>Cl, BD, NaOH, HCl stehen für die Lösemittel, mit denen extrahiert wird.

Die  $\text{NH}_4\text{-Cl}$ -Fraktion beinhaltet den Phosphor, der sofort löslich ist und damit auch direkt pflanzenverfügbar. Er hat in der Regel den größten direkten Einfluss auf das Pflanzenwachstum, macht aber auch den geringsten Anteil an dem im Sediment vorliegenden Phosphor aus.

In der BD-Fraktion werden die Phosphorspezies gelöst, die an Eisen- oder Manganhydroxiden gebunden sind. Werden unter oxidischen Bedingungen Eisen oder Mangan als Hydroxid gefällt, so kann sich an dieser amorphen Matrix Phosphor anlagern. Diese Fraktion kann ebenfalls einen bedeutenden Einfluss auf die Trophie eines Gewässers haben. Je nach Redoxpotential des Sediments, kann der Phosphor wieder freigesetzt werden und in den biologischen Kreislauf gelangen.

In der dritten Stufe der Extraktion werden Phosphorspezies gelöst, die an Oberflächen von Aluminium- und Eisenoxiden gebunden waren. Auch andere Metalloxide können Phosphorspezies gebunden haben, jedoch ist deren Mengenanteil in der Regel gering. In dieser Fraktion wird ebenfalls organisch gebundener Phosphor freigesetzt, d. h. Phosphor, welcher von Mikroorganismen oder Detritus gebunden wurde oder an Huminstoffen gebundener Phosphor.

In der vierten Stufe werden in Säuren lösliche Phosphorspezies extrahiert. Das können carbonatisch gebundene Spezies sein, aber auch Apatit-Phosphor. Der residuale Phosphor wird anschließend durch einen Königswasseraufschluss gelöst.

## 4.6 Sedimentbewertungssysteme

Da die Messung der Konzentrationen potentiell schädlicher Substanzen im Sediment keine Aussage über die Auswirkungen im System Fluss zulässt, werden die Konzentrationen mit Sedimentbewertungssystemen in Klassen eingeteilt. Mit Hilfe dieser Klassen ist es möglich, Schadstoffgehalte im Sediment in Hinblick auf eine mögliche Schädwirkung zu bewerten.

Die Klassifizierungssysteme können auf unterschiedliche Art aufgebaut sein. Es gibt numerisch aufgebaute Klassifizierungssysteme (MÜLLER 1979; BURTON 2002) in denen die Konzentrationsgrenzen der Bewertungsklassen rein auf einer mathematischen Formel basierend festgelegt werden. Ebenso werden biologische Bewertungsverfahren, in denen die Grenzwerte mit Hilfe von intakten Organismen (Fischttest nach DIN 38), Fischeiern bzw. Fischembrionen (BRAUNBECK et al. 2005; HALLARE et al. 2005), einzelnen Spezies (MANN et al. 2009; BURTON 1991) oder durch Zellkulturexperimente (AHLF et al. 2002; KOSMEHL et al. 2007; OTTE et al. 2008) entstehen, verwendet. Die Richtigkeit und Sinnhaftigkeit einzelner Bewertungssysteme wird dabei kontrovers diskutiert. Es werden kontinuierlich neue Systeme vorgeschlagen. So haben DE DEKKERE et al. in 2011 ein neues System erstellt. Auch politische Vorgaben wie die Europäische Wasserrahmenrichtlinie werden bei der Neubewertung und Neuerstellung von Sedimentbewertungssystemen hinzugezogen (Von der Ohe et al. 2011).

### 4.6.1 Beispiel für ein numerisches Bewertungssystem: Geoakkumulationsindex nach MÜLLER (1979)

Für die Beurteilung der anthropogenen Schwermetallbelastung in einem Sediment bietet sich als Bezugsgröße („Nullwert“) die Schwermetallkonzentration an, die durch die geochemischen Verteilungsgesetze in unbelasteten Sedimenten vorgegeben ist. Diese Konzentration wird als der geochemische Background bezeichnet. Als Backgroundwert werden die von TUREKIAN & WEDEPOHL (1961) veröffentlichte Tongesteinstandards verwendet. (s. **Tabelle 3**, Background) Die Vergleichbarkeit mit dem Tongesteinstandards wird durch die Verwendung der Feinkornanteile (<20 µm) der Sedimente gewährleistet.

Von MÜLLER (1979) wurde ein Index zur Beurteilung der Sedimentqualität vorgeschlagen, der in gleicher Weise für Böden anwendbar ist: der Geoakkumulations-Index.

Bei der von Müller entwickelten Methode wird die geogene Backgroundkonzentration eines Stoffes zu der ermittelten Konzentration in Bezug gesetzt (1). Der Geoakkumulations-Index ( $I_{geo}$ ) berechnet sich wie folgt:

$$I_{geo} = \log \frac{C_i}{1,5 \cdot B_n} \quad (1)$$

$C_i$ : gemessene Konzentration des Elementes  $i$

$B_n$ : geochemischer Background des Elementes  $i$

Durch diese Formel erhält man 7 Klassen, die Klasse 6 ist nach oben offen. (s. **Tabelle 3**)

Tabelle 3 Konzentrationsgrenzen des  $I_{geo}$ - Systems von MÜLLER (1979), Angabe in mg/kg, soweit nicht anders angegeben

	Bezeichnung	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	P [g/kg]
$I_{geo}$ -Klasse	Background	13	0,3	19	90	45	68	20	95	0,7
0	Nicht belastet*	19,5	0,45	28,5	135	67,5	102	30	142,5	1,05
1	Nicht bis mäßig belastet	39	0,9	57	270	135	204	60	285	2,09
2	Mäßig belastet	78	1,8	114	540	270	408	120	570	4,19
3	Mäßig bis stark belastet	156	3,6	228	1080	540	816	240	1140	8,38
4	Stark belastet	312	7,2	456	2160	1080	1632	480	2280	16,8
5	Stark bis übermäßig belastet	624	14,4	912	4320	2160	3264	960	4560	33,5
6	Übermäßig belastet	1248	28,8	1824	8640	4320	6528	1920	9120	67

\* zur besseren Lesbarkeit wurden die Werte, die in diese Klasse fallen, in den Tabellen mit weiss hinterlegt.

#### 4.6.2 Beispiel für Biota basierte Bewertungssysteme

In dieser Kategorie gibt es zahlreiche verschiedene Systeme. Diese sind zum Teil auf einer Abschätzung des negativen Einflusses auf die allgemeine Sedimentflora und Fauna gegründet und zum Teil beziehen sie sich nur auf einzelne Modellorganismen (INGERSOLL et al. 1996). Diese Bewertungssysteme sind mehrheitlich in drei Klassen aufgeteilt. Es gibt zum einen den sogenannten LEC (lowest effect concentration). Bei Konzentrationen eines Schadstoffes unterhalb dieses Wertes sind keine negativen Effekte eines Schadstoffes auf die im Sediment lebenden Organismen zu erwarten. Dieser Grenzwert wird auch als TEL (threshold effect level), als MET (minimal effect threshold) oder als LEL (lowest effect level) bezeichnet. Der zweite Grenzwert gibt die Konzentration des Schadstoffes an, über

der sehr wahrscheinlich negative Folgen für die Sedimentorganismen auftreten. Dieser Grenzwert wird als PEC (probable effect concentration) bezeichnet. Alternativ sind auch der SEL (severe effect level), der TET (toxic effect threshold) und der PEL (probable effect level) als Beispiele dieser Grenze zu finden.

Durch verschiedene Bewertungssysteme und ihre zum Teil deutlich voneinander abweichenden Grenzwerte kommt es zu sehr unterschiedlichen Bewertungen gleicher Konzentrationen von Schadstoffen im Sediment. MACDONALD et al. (2000) haben daher aus den verschiedenen Grenzwerten, die in der Literatur beschrieben werden, eine sogenannte CB-SQG (consensus based-sediment quality guideline) entwickelt, ein System, das die beschriebenen Grenzwerte vereint. Die Grenzwerte sind in Tabelle 4 wiedergegeben.

Tabelle 4 Grenzen des „CB-SQG“-Systems nach MACDONALD et al. (2000), Angabe in mg/kg

	As	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
TEC	9,79	0,99	43,4	31,6	22,7	35,8	121
PEC	33	4,98	111	149	48,6	128	459

Bei einem Vergleich der beiden Systeme fällt auf, dass das System von Müller eine viel genauere Einstufung der Sedimentproben in Klassen erlaubt. Bei dem „CB-SQG“-System ist ein Konzentrationsbereich vorhanden, über den das System keine Aussage zulässt. Zwischen der oberen Grenze zu „keine negativen Effekte zu erwarten“ und unterhalb der Grenze von „negative Effekte wahrscheinlich“ wird durch dieses System keine klare Einschätzung des Gefahrenpotentials des Sediments abgegeben.

Die beiden Systeme unterscheiden sich zum Teil sehr deutlich in ihren Grenzwerten. Bei Arsen beginnt der Bereich der wahrscheinlichen negativen Auswirkungen des CB-SQG bei 33 mg/kg, diese Konzentration würde in dem Igeo-System als „unbelastet bis mäßig belastet“ bezeichnet. Ebenso gibt es eine starke Diskrepanz bei Chrom, der von dem biotabasierten System als PEC angegebene Wert liegt nach dem Müller-System im Bereich der Klasse 0, „unbelastet“. Ähnliches gilt für Nickel. Die Nickelkonzentration, die von MACDONALD et al. als kritisch bewertet wird (PEC) liegt unterhalb des geochemischen Backgrounds welcher von TUREKIAN & WEDEPOHL definiert wurde.



## 5. Ergebnisse der Untersuchungen in Russland

Bei der Auswertung der Sedimentproben der Moskva und Oka aus dem Jahr 2007 ergab sich, dass die Sedimente mit Arsen, Kobalt, Chrom und Nickel wenig belastet sind. Die Konzentration von Arsen war in einer Probe (Punkt 53) leicht erhöht. Ebenso war eine Probe geringfügig mit Chrom belastet (Punkt 22). Im Folgenden werden daher ausschließlich die Ergebnisse zu Cadmium, Kupfer, Blei und Zink graphisch dargestellt. Die Ergebnisse wurden nach den beiden in Abschnitt 4.6 dargestellten Bewertungssystemen ausgewertet. Durch die Anwendung von Sedimentbewertungssystemen ist es möglich, Aussagen über die Belastungssituation des Gewässers zu treffen. Durch die unterschiedlichen Referenzwerte der Systeme sind die durch sie getroffenen Aussagen zum Teil sehr unterschiedlich.

### 5.1 Ergebnisse der Sedimentprobenahmen Herbst 2007

Abbildung 14 zeigt die gemessenen Cadmiumkonzentrationen nach dem Igeo-System.

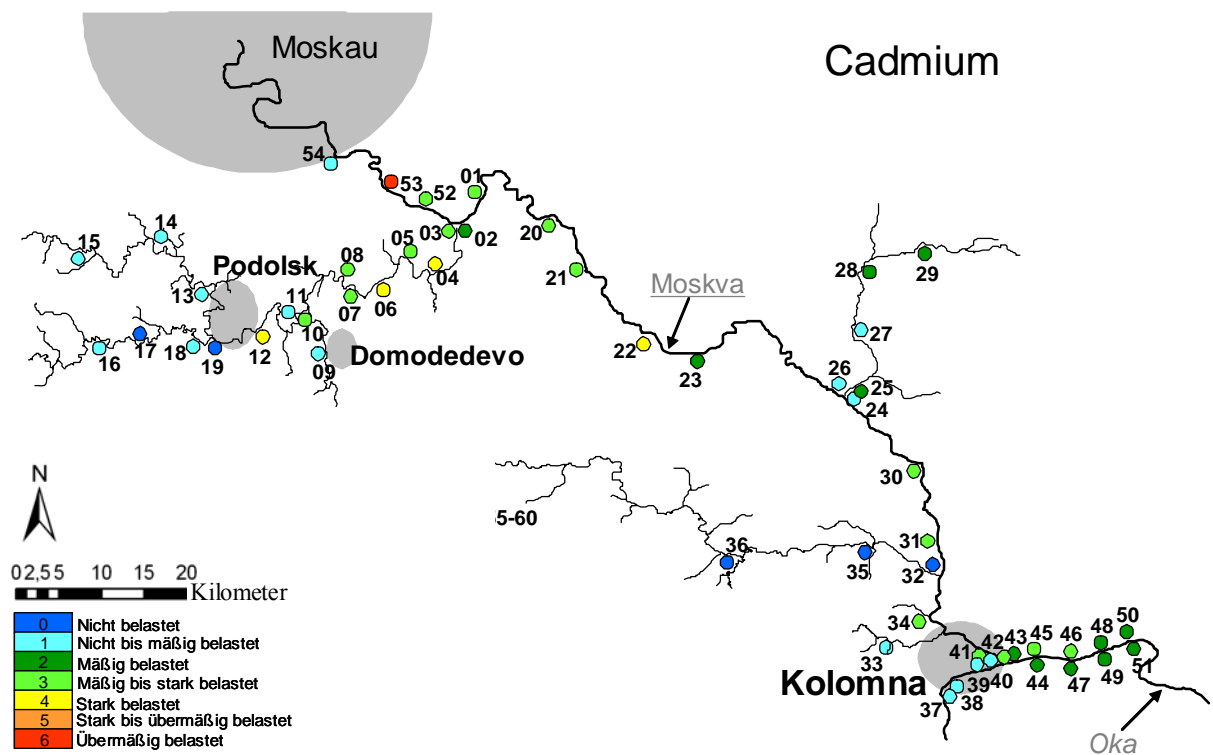


Abbildung 14 Cadmiumkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem I<sub>geo</sub>-System (Müller, 1979)

Die Cadmiumkonzentrationen sind im Bereich der Zuflüsse der Moskva „nicht belastet“ bzw. „nicht bis mäßig belastet“. Flussabwärts von Podolsk und Domodedevo steigen die Konzentrationen im Moskvazufluss Pachra an bis in den Bereich der Klasse „stark belastet“. In der Moskva selbst liegen die Cadmiumkonzentrationen größtenteils im Bereich der Klassen 2 und 3, sind also „mäßig belastet“ bis „mäßig bis stark belastet“. Punkt 22 ist als „stark belastet“ zu klassifizieren und Punkt 53 erreicht durch stark erhöhte Cadmiumkonzentrationen im Sediment die Klasse 6, „übermäßig belastet“. Die Sedimente der Oka sind vor dem Zusammenfluss mit der Moskva als „nicht bis mäßig belastet“ einzustufen und nach dem Zusammenfluss mit der Moskva steigen die Werte an auf „mäßig belastet“ bis „mäßig bis stark belastet“, wobei die Proben die im Bereich „mäßig bis stark belastet“ liegen, am nördlichen Flussufer zu finden sind. Die Durchmischung der beiden Flüsse ist erst etwa 20 km flussabwärts der Mündung vollständig, daher unterliegen die Sedimente des nördlichen Flussufers einem erhöhten Einfluss der stärker belasteten Moskva.

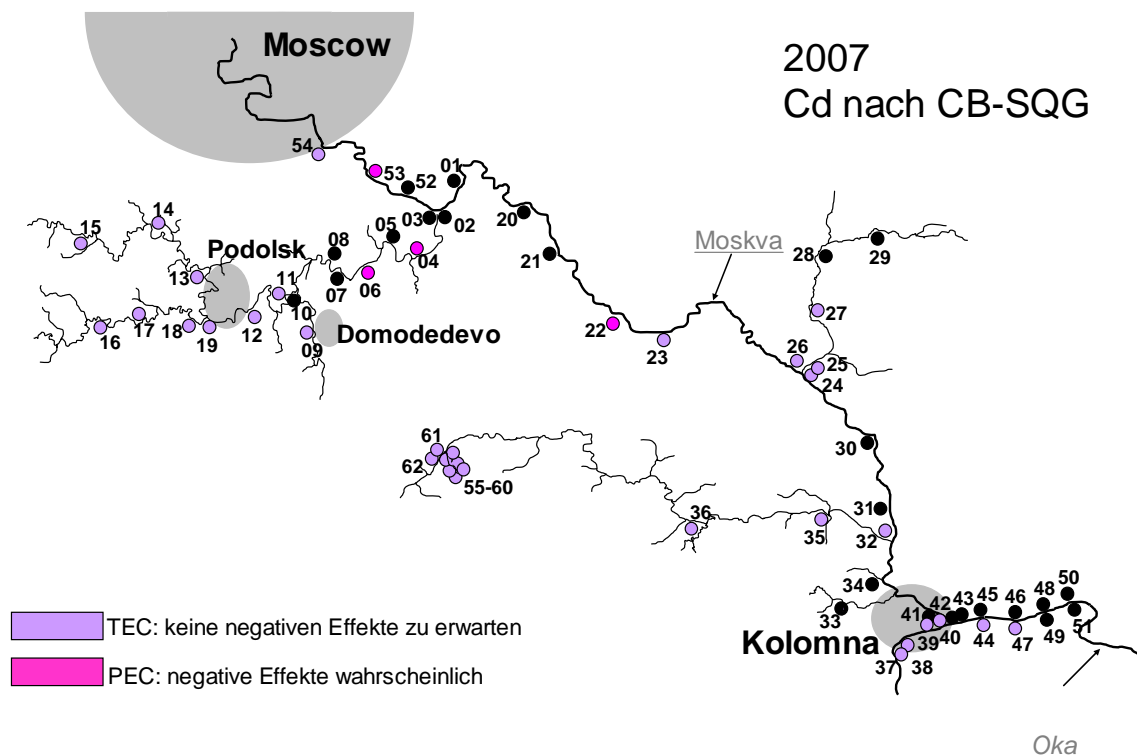


Abbildung 15 Cadmiumkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al 2000

**Abbildung 15** zeigt die Konzentrationen von Cadmium in den Sedimenten der Moskva und Oka die nach dem System von MACDONALD et al. (2000) bewertet wurden. An den

violett eingefärbten Probenahmepunkten wurden keine Konzentrationen gefunden, die auf negative Auswirkungen hinweisen. Die Konzentrationen lagen unterhalb der TEC (threshold effect concentration). An den pink eingefärbten Punkten wurden Konzentrationen gefunden, die oberhalb der PEC (probable effect concentration) lagen. An diesen Punkten war die Konzentration an Cadmium im Sediment so hoch, dass negative Auswirkungen auf das Gewässer zu erwarten sind. An den übrigen Punkten (schwarz eingefärbt) lag die Konzentration von Cadmium in dem Bereich zwischen TEC und PEC.

Bei der Auswertung nach dem CB-SQG-System wurden vier Punkte als stark belastet identifiziert (Punkte 04, 06, 22 und 53). Von den übrigen 58 Punkten lagen 25 in der „Grauzone“ zwischen den Grenzwerten. Daher lässt sich über einen großen Teil der Proben keine Aussage treffen, ob eine Schadwirkung durch Cadmium im Sediment zu erwarten ist.

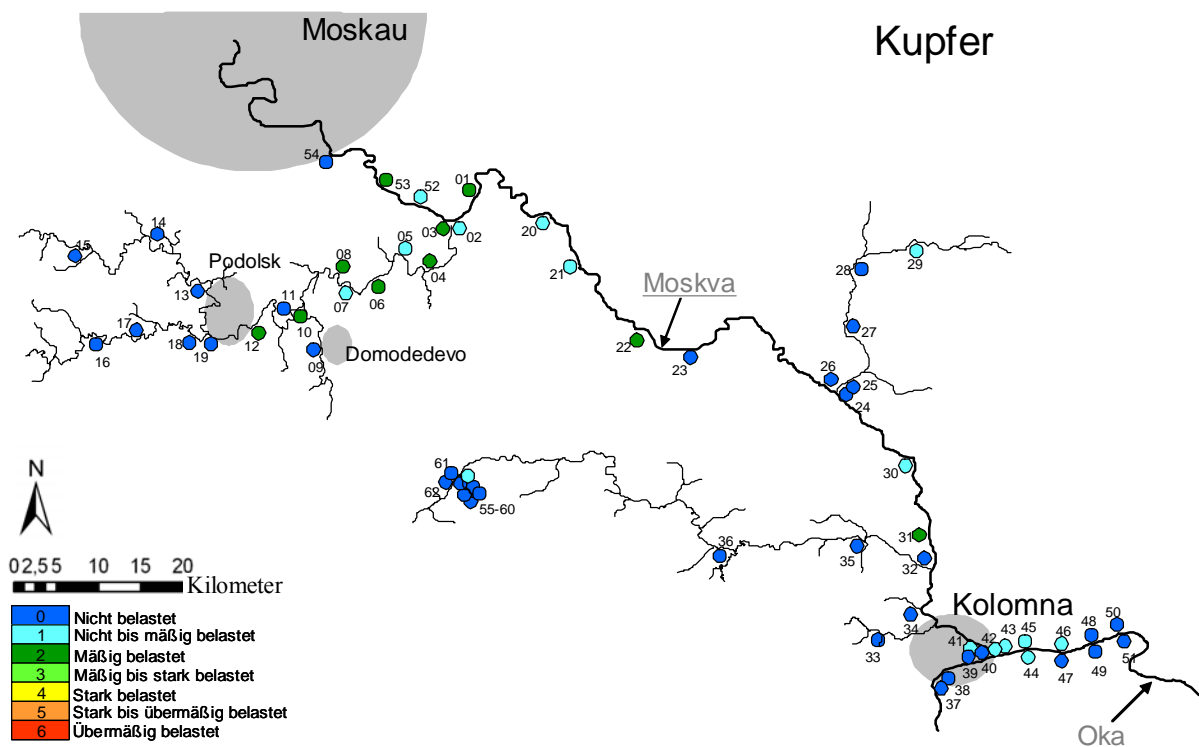


Abbildung 16 Kupferkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

In Abbildung 16 sind die Igeo-Klassen dargestellt, die die Kupferkonzentrationen in den Sedimenten der Moskva und Oka erreichen. Im flussabwärts von Podolsk gelegenen Bereich der Pachra und im Bereich der Mündung der Pachra in die Moskva sind die

Kupfergehalte leicht erhöht („mäßig belastet“). Gleiches gilt für die Punkte 53, 22 und 31. Somit sind zwei Bereiche mit erhöhten Kupferkonzentrationen im Sediment zu sehen, der Bereich Flussabwärts von Podolsk (Pachra und Moskva) und der Bereich flussabwärts der Moskvaeinmündung in die Oka (geringfügig erhöht).

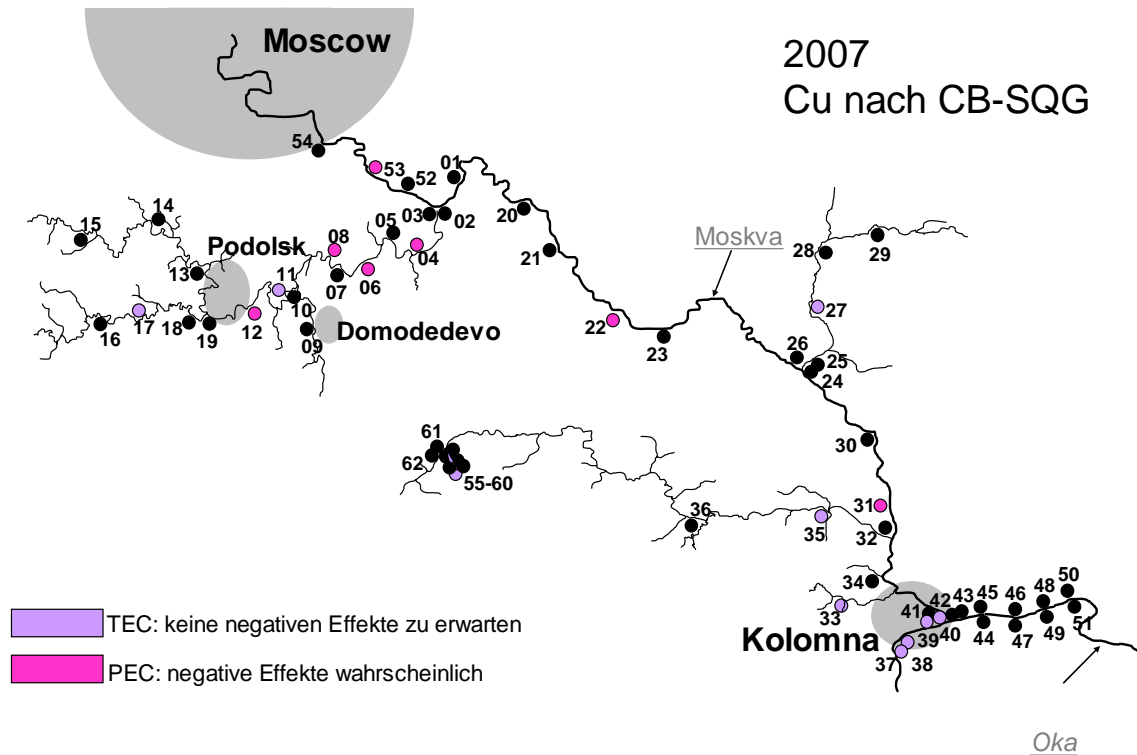


Abbildung 17 Kupferkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al 2000

Betrachtet man die Kupferkonzentrationen ausgewertet nach dem System von MACDONALD et al. (2000), so fällt nur noch einer dieser Bereiche als belastet auf. Im Gebiet flussabwärts von Podolsk liegen einige Punkte, an denen die Kupferkonzentrationen die PEC überschreiten. Das belastete Gebiet um die Moskvaeinmündung wird mit diesem System als nicht auffällig beschrieben. Die Werte liegen zwischen der TEC und PEC.

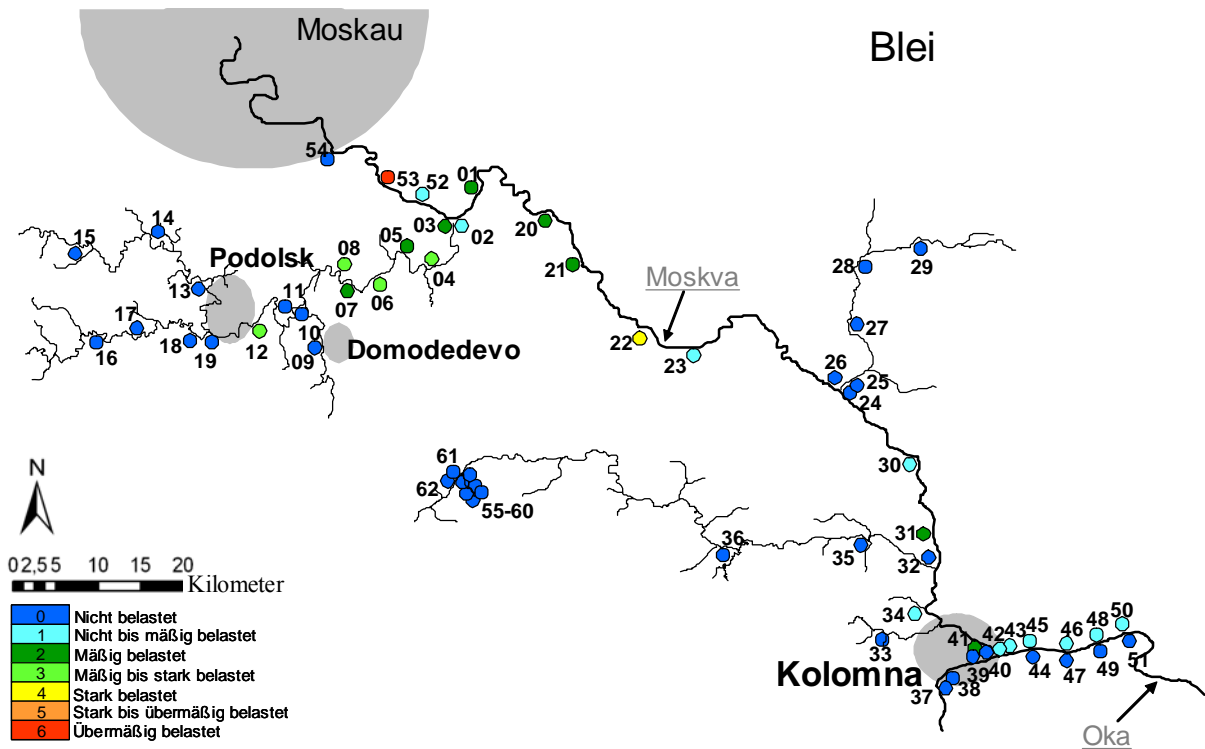


Abbildung 18 Bleikonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

**Abbildung 18** zeigt die Igeo-Klassen, die von den Bleikonzentrationen im Sediment erreicht werden. Die Bleikonzentrationen im Bereich der Pachra, flussabwärts von Podolsk, erreichen die Klassen 2 und 3, werden also bis „mäßig bis stark belastet“ klassifiziert. In der Moskva ist in dem Bereich flussabwärts der Einmündung der Pachra eine leichte Erhöhung der Bleikonzentrationen zu sehen, hier werden die Sedimente als „mäßig belastet“ eingestuft. Der Punkt 22 wird als „stark belastet“ klassifiziert und der Punkt 53 erreicht den höchsten Wert im Probenahmegebiet und wird als „übermäßig belastet“ eingestuft. Weiter flussabwärts werden die Punkte 31 und 41 als „mäßig belastet“ eingestuft, die übrigen Punkte fallen in die Kategorien 0 und 1, sind also „nicht belastet“ bis „nicht belastet bis mäßig belastet“.

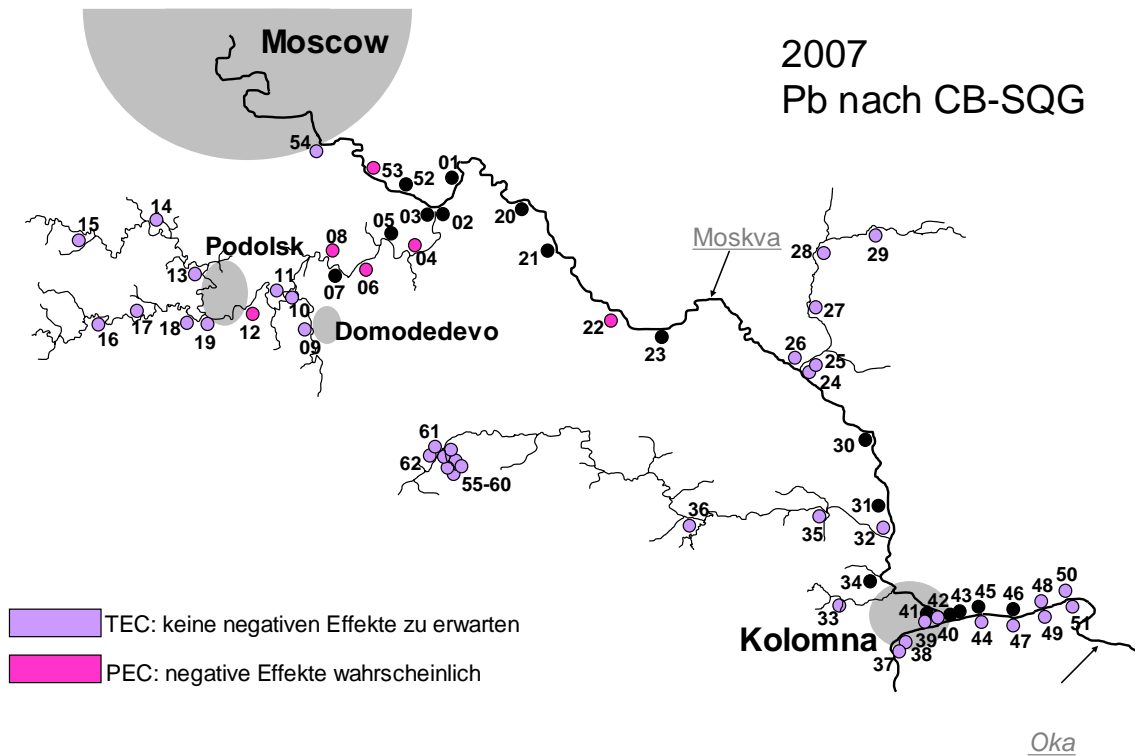


Abbildung 19 Bleikonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al 2000

**Abbildung 19** zeigt die Auswertung der Bleikonzentrationen mit dem System, welches von MACDONALD et al (2000) entwickelt wurde. An sechs der Probenahmepunkte wurden Konzentrationen von Blei gefunden, die die PEC-Grenze überschritten (Punkte 04, 06, 08, 12, 22 und 53). An 40 Punkten wurden Konzentrationen gefunden, die als unbedenklich (unterhalb TEC) eingestuft wurden. An 17 Probenahmepunkten wurde die TEC überschritten, die PEC hingegen nicht, daher ist an diesen Punkten nicht eindeutig bewertet, ob diese Konzentrationen schädliche Auswirkungen haben.

Einige Punkte, die nach dem Müllersystem als „nicht bis mäßig belastet“ klassifiziert wurden, lagen nach der Auswertung mit dem CB-SQG-System in dem Bereich zwischen den Grenzwerten.

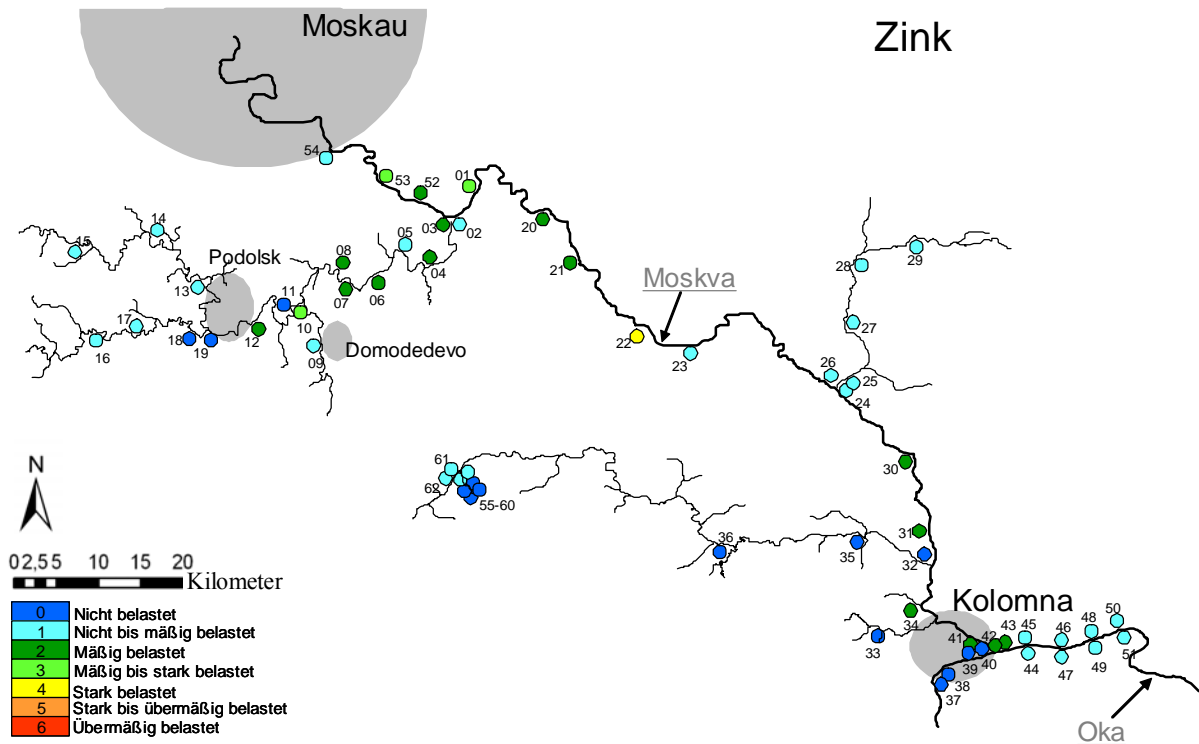


Abbildung 20 Zinkkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

Die Auswertung der gemessenen Zinkkonzentrationen mit dem  $I_{geo}$ -System sind in **Abbildung 20** dargestellt. Die Konzentrationen in der Moskva im Bereich flussabwärts von Moskau sowie in der Pachra flussabwärts von Podolsk sind leicht erhöht und werden mit bis zu „mäßig bis stark belastet“ klassifiziert. Zu den Punkten, die Kategorie 3 erreichen zählt auch Punkt 53. Punkt 22 wird mit „stark belastet“ bewertet und zeigt die höchste Konzentration an Zink in den Sedimenten im Probenahmegebiet. Auch im Bereich von Kolomna und im Bereich des Zusammenflusses mit der Oka werden in den Sedimenten der Moskva gegenüber dem Backgroundwert erhöhte Konzentrationen von Zink gemessen. Während vor dem Zusammenfluss der Moskva und Oka die gemessenen Werte in der Oka im Bereich des Backgrounds liegen, sind sie nach dem Zusammenfluss geringfügig erhöht (Klasse 1).

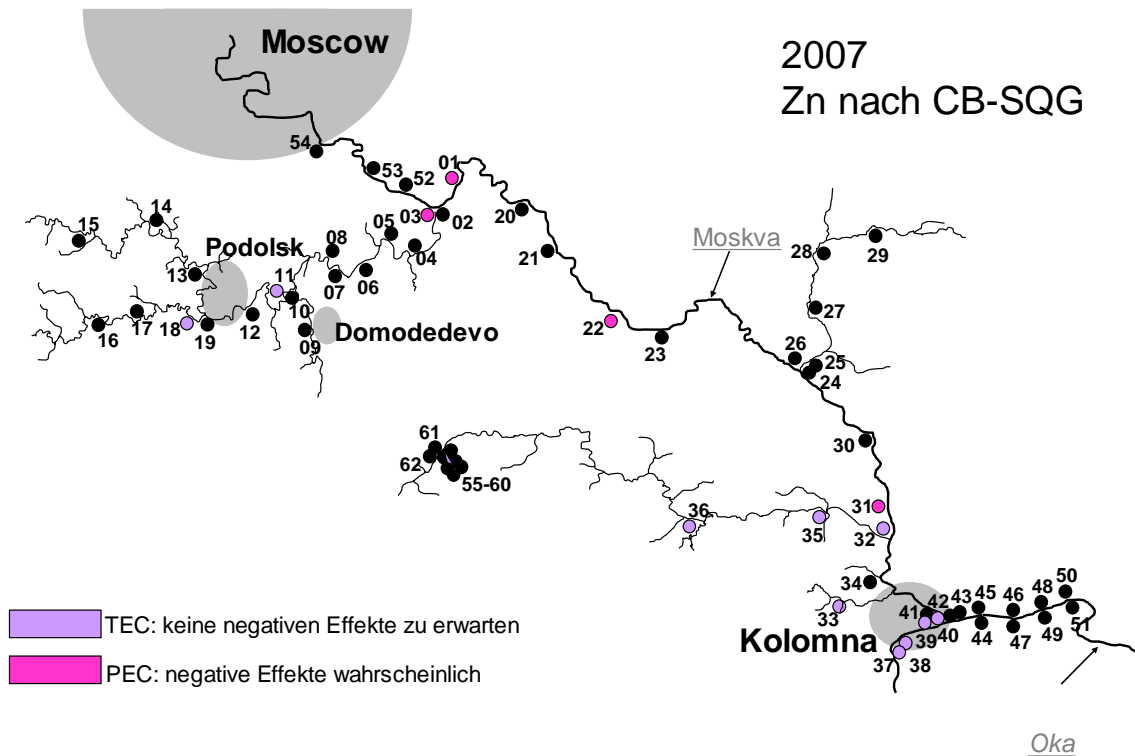


Abbildung 21 Zinkkonzentrationen im Sediment der Moskva und Oka bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MacDonald et al 2000

**Abbildung 21** zeigt die Auswertung der Zinkkonzentrationen mit der Consensus-based-Sediment Quality Guideline. Die Konzentration an vier Punkten überschreitet die PEC (01, 22, 31 und 53). Es fällt auf, dass an den Punkten, die mit dem Müller-System als „mäßig belastet“ klassifiziert werden, laut dem CB-SQG-System negative Effekte nicht wahrscheinlich sind, da die Konzentrationen unterhalb der PEC liegen.



## 5.2. Zeitliche Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen in der Moskva und Oka von 1993 bis 2010

Die Daten der früheren Probenahmen wurden mit den Ergebnissen von 2007-2010 verglichen. Dazu wurden zunächst statistische Betrachtungen angestellt. Anschließend wurden die Veränderungen der Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink im Sediment an vier Punkten beispielhaft diskutiert. Die Veränderungen der Schwermetallkonzentrationen zeigen sich auch in den aus der Moskva und Oka entnommenen Sedimentkernen.

Die statistischen Daten der drei Probenahmen 2007, 1997 und 1993 sind in **Tabelle 5** wiedergegeben.

Tabelle 5 Statistische Daten zu den Ergebnissen der Probenahmen von 2007, 1997 und 1993

		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
2007 n=62	Minimum	0.35	10.1	37.5	21.7	25	11.86	80.8
	Maximum	22.2	37.3	382	387	84.5	3400	1150
	Mittelwert	1.83	15.3	87.5	80.0	43.8	104	262
	Median	0.95	13.9	73.1	59.4	39.5	25.5	201
	Standardabw.	2.95	4.91	52.3	67.3	13.9	429	198
	Variationskoeffizient	1.61	0.321	0.598	0.841	0.317	4.12	0.755
1997 n=52	Minimum	0.17	11.0	13.2	11.5	23.7	18.0	112
	Maximum	7.01	55.7	329	1020	137	362	1150
	Mittelwert	2.04	18.8	86.7	106	54.7	79.2	357
	Median	1.67	17.6	74.5	70.9	55.0	62.9	321
	Standardabw.	1.9	6.5	61.7	73.1	20.8	63.4	235
	Variationskoeffizient	0.936	0.349	0.711	0.692	0.381	0.801	0.659
1993 n=22	Minimum	0.200	10.8	38.0	11.8	30.2	23.0	90.0
	Maximum	10.9	20.7	408	250	98.0	255	899
	Mittelwert	2.12	16.0	86.6	86.2	55.0	63.8	351
	Median	2.12	12.4	82.6	78.3	55.8	63.7	332
	Standardabw.	2.66	2.70	111	73.6	21.3	64.7	195
	Variationskoeffizient	1.25	0.169	1.28	0.854	0.388	1.01	0.556

Der Vergleich der Ergebnisse der Probenahmen von 1993 und 2007 zeigt deutliche Unterschiede. So ist zum Beispiel die Maximalkonzentration von Cadmium 1993 nur etwa halb so groß, wie die maximale Konzentration von Cadmium im Jahr 2007.

Bei der Auswertung mit einem t-Test zeigt sich nur in den Nickelkonzentrationen der Jahre 1993 und 2007 ein signifikanter Unterschied. Die Differenzen in den Konzentrationen der übrigen Elemente sind bei einem Signifikanzniveau von 5% nicht signifikant. Die Unterschiede in den Zinkkonzentrationen von 1993 und 2007 wären bei einem Signifikanzniveau von 10% signifikant. Bei der statistischen Auswertung ist zu beachten, dass die Konzentrationen der Schwermetalle in den Sedimenten der Moskva und Oka keine Normalverteilung zeigen. Durch die großen Unterschiede in den Konzentrationen, welche durch lokal begrenzte, hohe Konzentrationen eines Metalls herrühren, sind die Variationskoeffizienten zum Teil sehr hoch. Der Variationskoeffizient von Cadmium liegt im Jahr 1993 bei 1,25 und im Jahr 2007 bei 1,61. Die Variationskoeffizienten der Bleikonzentrationen liegen in den Jahren 1993 und 2007 bei 1,01 respektive 4,12.

Durch die Darstellung der Ergebnisse der Probenahmen als Boxplots lassen sich Veränderungen in der Konzentration über die Zeit im gesamten Probenahmegebiet erkennen. Die Boxplots sind in **Abbildung 22** und **Abbildung 23** wiedergegeben. In den Darstellungen wird der Bereich, welcher 50% der ausgewerteten Werte (50-Percentil) umfasst, mit einer schraffierten Box dargestellt. Der Bereich, welcher 90% der ausgewerteten Werte (90-Percentil) umfasst, ist mit Whiskers gekennzeichnet. Der Mittelwert ist mit einem kleinem Quadrat markiert, der Median durch eine Linie innerhalb der 50-Percentil-Box. Die Maximal und Minimalwerte einer Messkampagne sind durch kleine Kreuze wiedergegeben.

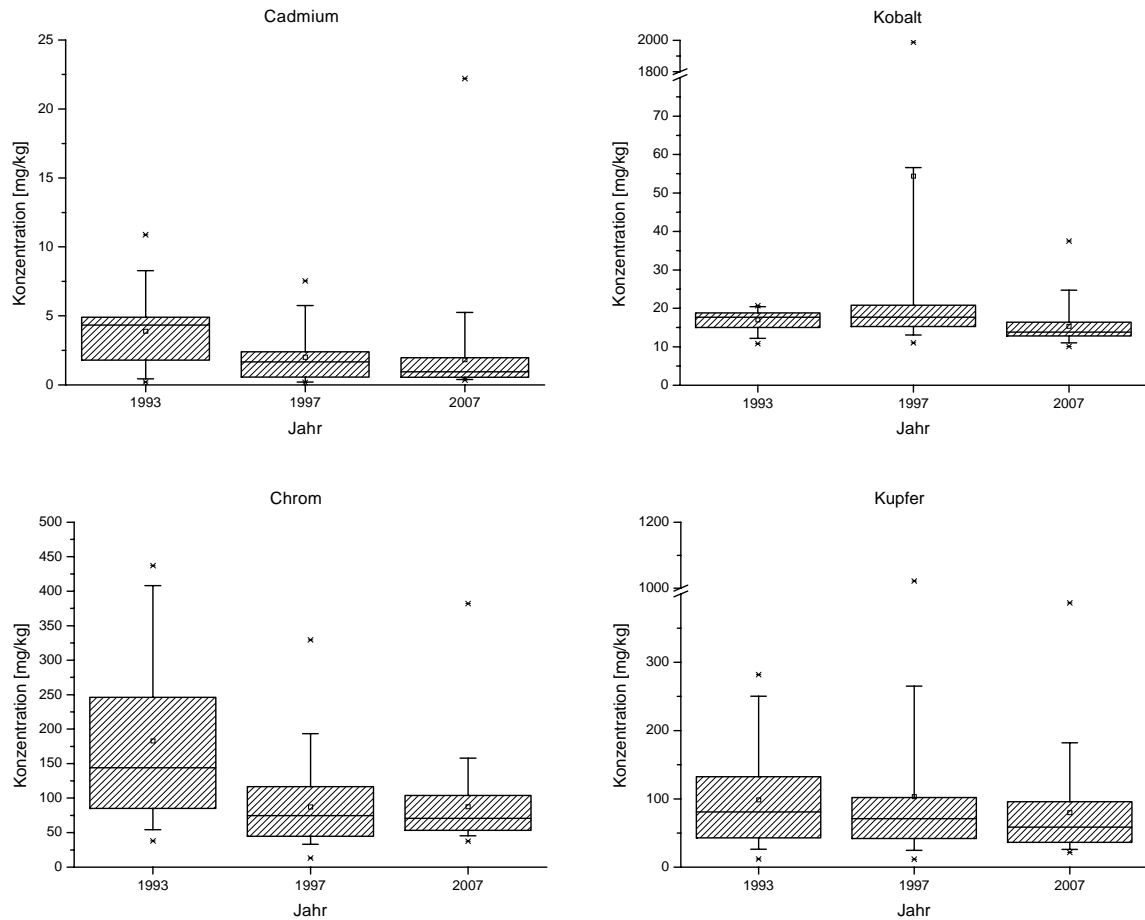


Abbildung 22 Boxplots der Probennahmen von 1993, 1997 und 2007 für Cadmium, Kobalt, Chrom und Kupfer

Bei **Cadmium** zeigt sich in den Boxplots eine Verringerung des Mittelwertes sowie eine Verkleinerung des 50-Perzentiles. Sehr auffällig ist hingegen die deutliche Erhöhung des Maximalwertes im Jahr 2007. Bei **Kobalt** finden sich über die Jahre nur geringe Veränderungen in den Konzentrationen im Feinkornanteil in den Sedimenten. Allerdings wurden im Jahr 1997 ein deutlich erhöhter Maximalwert und ein viel größeres 90-Perzentil gefunden. Dies hat jedoch auf den Mittelwert kaum Einfluss, dieser ist mit dem aus dem Jahr 1993 nahezu identisch. Betrachtet man die Boxplots, die sich aus den Konzentrationswerten von **Chrom** der Sedimentproben von 1993 bis 2007 ergeben, so fällt auf, dass der Mittelwert von 1993 nach 1997 sinkt, jedoch von 1997 bis 2007 nicht weiter fällt. Die „Spannweite“ der Messwerte bleibt über den beobachteten Zeitraum nahezu gleich. Die 95-Perzentile verringern sich von 1993 zu 1997 deutlich und von 1997 nach 2007 nur noch gering. Der gleiche Trend lässt sich auch bei den 50-Perzentilen ausmachen.

Bei **Kupfer** findet man in den Boxplots aus den Konzentrationen in den Sedimenten (<20 $\mu$ m) wenig Veränderung. Die Mittelwerte und die 50-Percentile verringern sich geringfügig, dahingegen steigt die maximal gemessene Konzentration im Jahr 1997 deutlich an und bleibt auch 2007 auf diesem hohen Niveau.

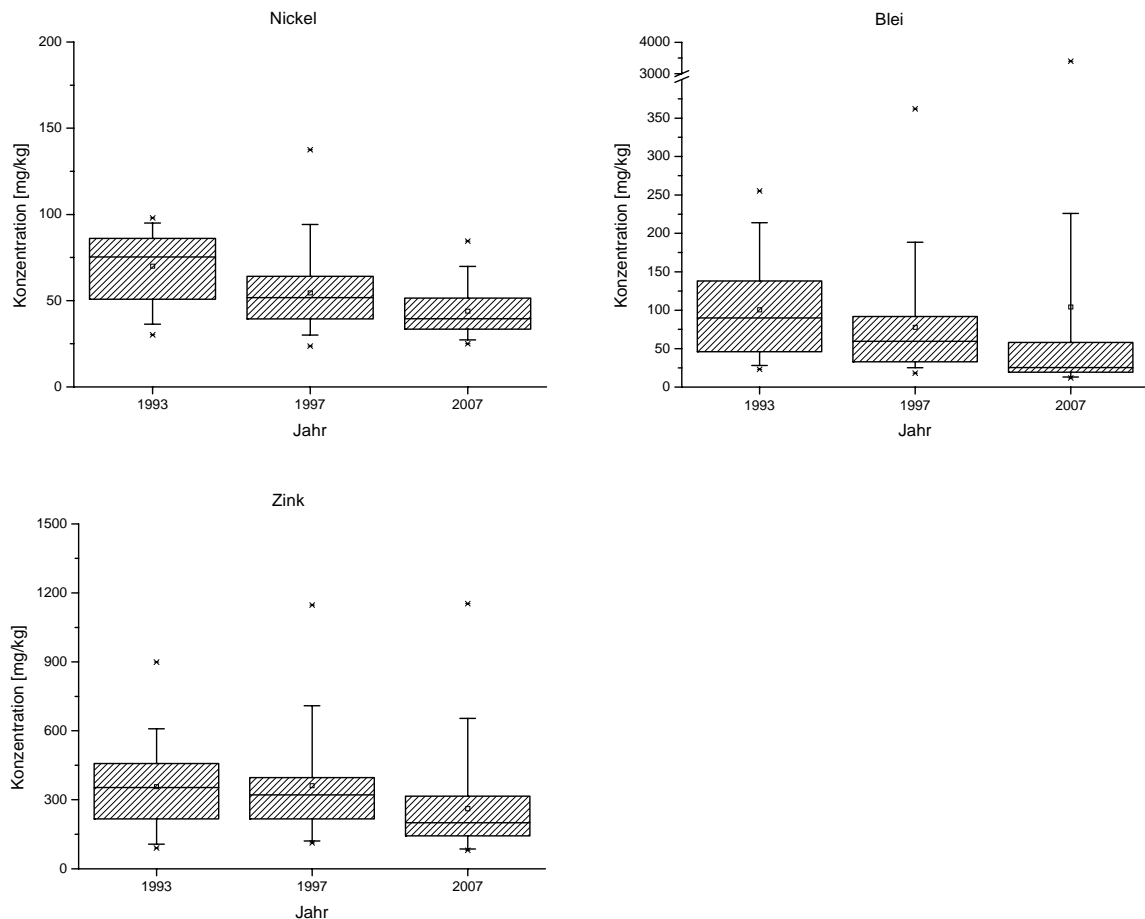


Abbildung 23 Boxplots der Probennahmen von 1993, 1997 und 2007 für Nickel, Blei und Zink

Die Boxplots der Ergebnisse von **Nickel** (Abbildung 23) zeigen deutlich, dass sich die Konzentrationen in den Sedimentproben im Mittel in den Jahr immer weiter reduziert. Ebenso verringert sich der Median. Der Maximalwert ist in Jahr 1997 am größten, die Spannweite der 90-Percentile verändert sich über die Jahre nur wenig. Die Spannweite der 50-Percentile verringert sich geringfügig von 1993 bis 2007. Die Ergebnisse der Untersuchungen der Sedimente auf **Blei** ergeben Boxplots, auf denen ein Trend zur Erhöhung der mittleren Konzentrationen zu erkennen ist. Die Mediane sinken im Beobachtungszeitraum. Die 90-Percentile umfassen 2007 den größten Konzentrationsbereich aller drei Jahre. Die 50-Percentile hingegen verringern sich von 1993 bis 2007

kontinuierlich in ihrer Spannweite. Die Maximalwerte steigen im Beobachtungszeitraum deutlich bis zum Jahr 2007 an. Die Boxplots, die sich aus den gemessenen Konzentrationen von **Zink** in den Sedimenten der Moskva und Oka ergeben, zeigen einen geringen Trend zur Verringerung des Mittelwertes und des Medianes im Beobachtungszeitraum. Das 90-Perzentile von 1993 ist etwas kleiner in der Spannweite der Konzentrationen, die es umfasst als die 95-Perzentile der Jahre 1997 und 2007. Diese sind sich relativ ähnlich. Das 50-Perzentil von 1997 hat eine geringfügig kleinere Spannweite als das von 1993. Die 50-Perzentile von 1997 und 2007 sind hingegen ähnlich in ihrer Spannweite. Die Maximalwerte steigen von 1993 bis 2007 an.

Bei der Auswertung der Ergebnisse zeigten sich zwei Punkte, an denen eine besonders deutliche Belastung vorlag (Punkte 53 und 22). Der Punkt 53 ist etwa 20 km stromabwärts des Zentrums von Moskau gelegen. Der Punkt 22 liegt weitere 30 km stromabwärts vom Punkt 53. Die Schwermetallkonzentrationen dieser Punkte werden im Folgenden im Vergleich mit einem Punkt aus der Oka vor dem Zusammenfluss mit der Moskva (39) und einem Punkt der Moskva, der direkt vor der Mündung in die Oka liegt (41), dargestellt. Die Oka ist vor dem Zusammenfluss mit der Moskva nahezu unbelastet mit Schwermetallen, der Punkt 39 dient als Vergleich zu den belasteten Sedimenten. Die Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink verändern sich deutlich über den Probenahmezeitraum. Die Konzentrationen der übrigen in dieser Arbeit untersuchten Metalle liegen im Bereich des geogenen Backgrounds (**Tabelle 6**), daher wird auf sie im Folgenden nicht näher eingegangen. Die Bezeichnungen der Punkte, die 1993 und 1997 verwendet wurden, sind in eckigen Klammern angegeben.

Tabelle 6 Ergebnisse der Sedimentanalysen (<20µm Fraktion) der Probenahmen von 1993-2010 an ausgewählten Punkten im Vergleich. Die Bezeichnungen der Probenahmepunkte von 1993 und 1997 sind in eckigen Klammern angegeben (s. **Abbildungen 6-8**)

	Jahr	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
Probenahmepunkt		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
<b>Moskva (22)</b> [1993: 77] [1997: 41]	<b>1993</b>	5,90	18,2	408	282	87,2	164	544
	<b>1997</b>	7,54	19,8	329	350	100	362	1120
	<b>2007</b>	5,25	16,7	382	387	84,5	281	1150
	<b>2009</b>	3,33	15,3	155	206	53,6	145	716
	<b>2010</b>	3,88	17,6	226	293	67,7	270	1160
<b>Moskva (41)</b> [1993: 132] [1997: 51]	<b>1993</b>	4,60	18,0	147	135	98	111	461
	<b>1997</b>	2,82	17,5	119	98,1	56,6	71,5	431
	<b>2007</b>	3,17	16,5	134	125	58,5	70,2	444
	<b>2009</b>	-	-	-	-	-	-	-
	<b>2010</b>	3,66	19,0	146	120	69,9	81,5	443
<b>Moskva (53)</b> [1993: 76*] [1997: 35]	<b>1993</b>	6,04	18,3	259	169	80,1	107	530
	<b>1997</b>	2,09	22,0	129	11,5	57,5	167	385
	<b>2007</b>	22,2	15,1	191	277	67,0	3400	935
	<b>2009</b>	3,59	14,9	142	203	46,6	308	707
	<b>2010</b>	8,49	16,3	136	303	56,8	1400	912
<b>Oka (39)</b> [1993: 155] [1997: 52]	<b>1993</b>	1,00	16,3	52,2	37,9	39,2	25,6	158
	<b>1997</b>	1,80	15,0	76,0	43,0	43,0	23,0	90,0
	<b>2007</b>	0,70	10,1	45,4	25,9	25,0	13,1	86,2
	<b>2009</b>	-	-	-	-	-	-	-
	<b>2010</b>	1,01	16,8	70,8	36,3	41,2	29,7	147

\* Dieser Probenahmepunkt entspricht **nicht** exakt dem der folgenden Jahre, er ist ca. 5km flussabwärts gelegen. In der Tabelle sind die Ergebnisse nach dem  $I_{geo}$ -Index klassifiziert (Siehe Kapitel 4.5 Sedimentbewertungssysteme, **Tabelle 3**).

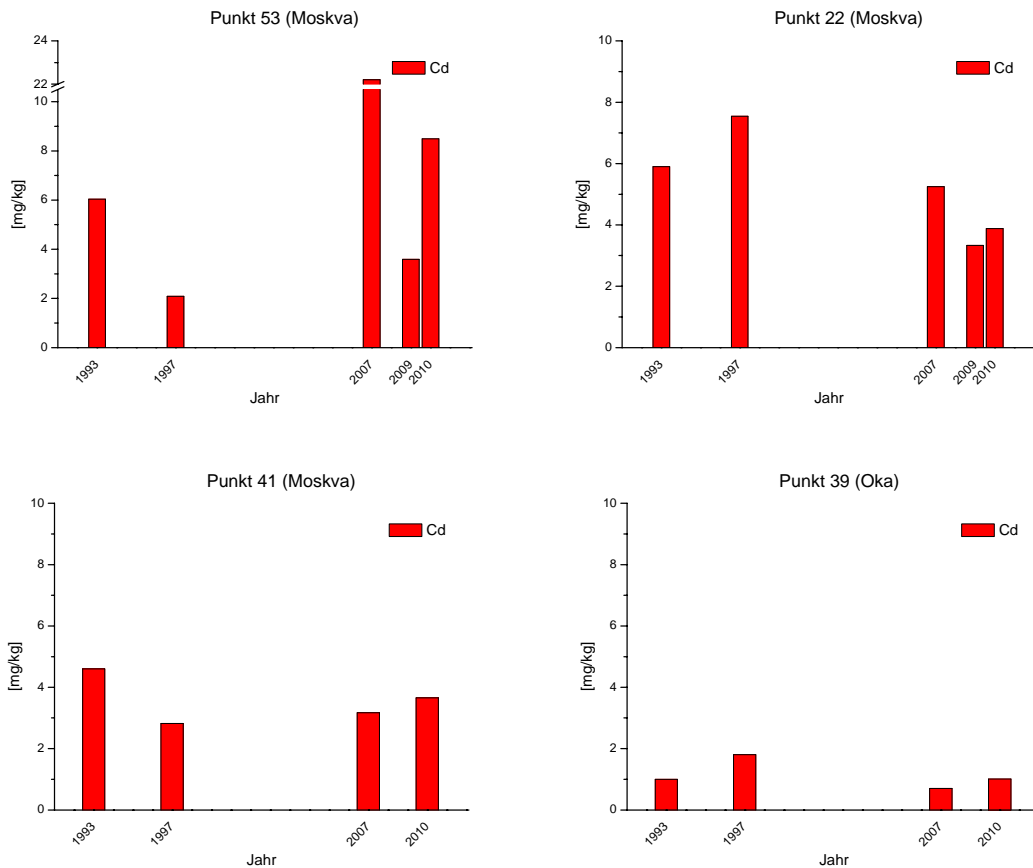


Abbildung 24 Cadmium in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente der Moskva und Oka (1993-2010)

**Abbildung 24** zeigt die Konzentrationen von Cadmium in den ausgewählten Moskva- und Okaproben. Sehr auffällig ist der deutliche Unterschied in den Konzentrationen. Diese liegen im Bereich von 0,7 mg/kg Trockengewicht und 22,2 mg/kg.

Die höchsten Konzentrationen finden sich in den Sedimenten des **Punktes 53**, welcher sich flussabwärts an der Stadtgrenze Moskaus befindet. Bemerkenswert ist die Veränderung der Konzentrationen über den hier diskutierten Zeitraum, von 1993 bis 1997 sinkt die Konzentration von Cadmium im Sediment von 6,04 mg/kg auf 2,09 mg/kg. Im Jahr 2007 finden sich im Sediment extrem hohe Cadmiumkonzentrationen von 22,2 mg/kg. Diese wurden in den zeitnah darauf folgenden Probenahmen nicht wiedergefunden. Im Jahr 2009 wurde eine Konzentration von 3,59 mg/kg und im Jahr 2010 8,49 mg/kg gemessen. Jedoch ist bei den Werten von 2007-2010 zu beachten, dass an dieser Probenahmestelle eine illegale Müllkippe besteht und durch die Art der Verschmutzung (Elektronikbauteile,

Autoreifen, Ölkästen etc.) eine Inhomogenität der Verschmutzungssituation wahrscheinlich ist.

An **Punkt 22** finden sich ebenfalls deutlich erhöhte Konzentrationen an Cadmium im Sediment. Von 1993 bis 1997 zeigt sich ein leichter Anstieg von 5,9 mg/kg auf 7,54 mg/kg. Diese beiden Werte liegen im Bereich der Klassen vier und fünf, „stark belastet“ und „stark bis übermäßig belastet“. In 2007 sinkt die gemessene Konzentration mit 5,25 mg/kg unter das Niveau von 1993, ein Trend, welcher sich bis 2009 fortsetzt (3,33 mg/kg). Ein Jahr später wurde mit 3,88 mg/kg eine geringfügig höhere Konzentration gefunden.

In den Sedimenten, die in der Moskva in Sichtweite der Mündung in die Oka entnommen wurden (**Punkt 41**) finden sich Konzentrationen von 4,6 mg/kg bis 2,82 mg/kg. Nach einer Verringerung der Konzentration auf 2,82 mg/kg (1993-1997) steigt diese von 2007 bis 2010 leicht an (3,17 mg/kg-3,66 mg/kg). In 1993 und in 2010 fallen die gemessenen Konzentrationen in die Kategorie „stark belastet“, in 1997 und in 2007 in „mäßig bis stark belastet“.

Die Werte der Okaprobe (**Punkt 39**) ändern sich im Beobachtungszeitraum kaum, sie sind maximal als „mäßig belastet“ einzustufen.

**Abbildung 25** zeigt die Konzentrationen von Chrom in den ausgewählten Moskva- und Okaprobe. Die gefundenen Konzentrationen variieren im Bereich von 45,5 mg/kg und 408 mg/kg Trockengewicht.

Die Konzentration von Chrom an **Punkt 53** nimmt von 1993 bis 1997 deutlich ab (259 mg/kg-129 mg/kg). 2007 liegt die Konzentration bei 191 mg/kg, sie hat sich gegenüber 1997 leicht erhöht, von 2009 bis 2010 sinkt sie jedoch auf Werte um 140 mg/kg ab und erreicht so nahezu den Wert von 1997. Mit Ausnahme von 1997 werden alle Proben als „unbelastet bis mäßig belastet“ klassifiziert.



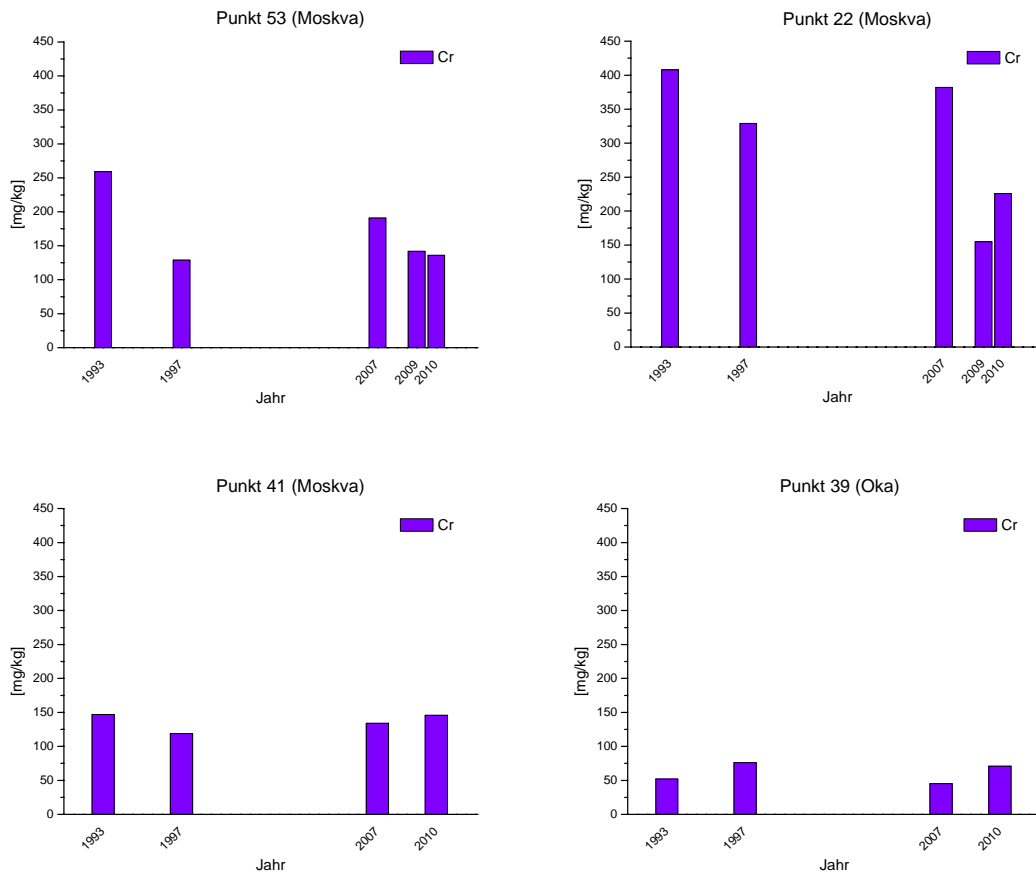


Abbildung 25 Chrom in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente der Moskva und Oka (1993-2010)

In den Sedimenten des **Punktes 22** sind die höchsten Chromwerte zu finden. Maximal wird eine Konzentration von 408 mg/kg gefunden (1993). Diese fällt zum Jahr 1997 auf 329 mg/kg. In 2007 wurde ein geringer Anstieg um etwa 50 mg/kg gegenüber 1997 festgestellt. An diesem Punkt wurde 2009 die minimale Konzentration (155 mg/kg) gemessen, ein Jahr später war die Konzentration an Chrom im Sediment auf 226 mg/kg gestiegen.

**Punkt 41** zeigt insgesamt niedrigere Konzentrationen an Chrom im Sediment als die dichter an Moskau gelegenen Probenahmepunkte. Der Maximalwert liegt bei 147 mg/kg Chrom im Sediment, dieser wird sowohl 1993 erreicht als auch 2010. In 1997 wurde eine Konzentration von 119 mg/kg gemessen. Diese Veränderung der Werte ist jedoch wenig signifikant und durchaus mit natürlichen Schwankungen, ungenauen Probenahmen und

Fehlern in Bearbeitung und Messung zu erklären. Die an Punkt 41 gemessenen Konzentrationen werden als „unbelastet bis mäßig belastet“ klassifiziert.

In der Oka (**Punkt 39**) sind die Konzentrationen an Chrom mit maximal 76 mg/kg sehr gering und liegen im Bereich des geogenen Backgrounds. Dies war aufgrund der fehlenden Industrie zu erwarten.

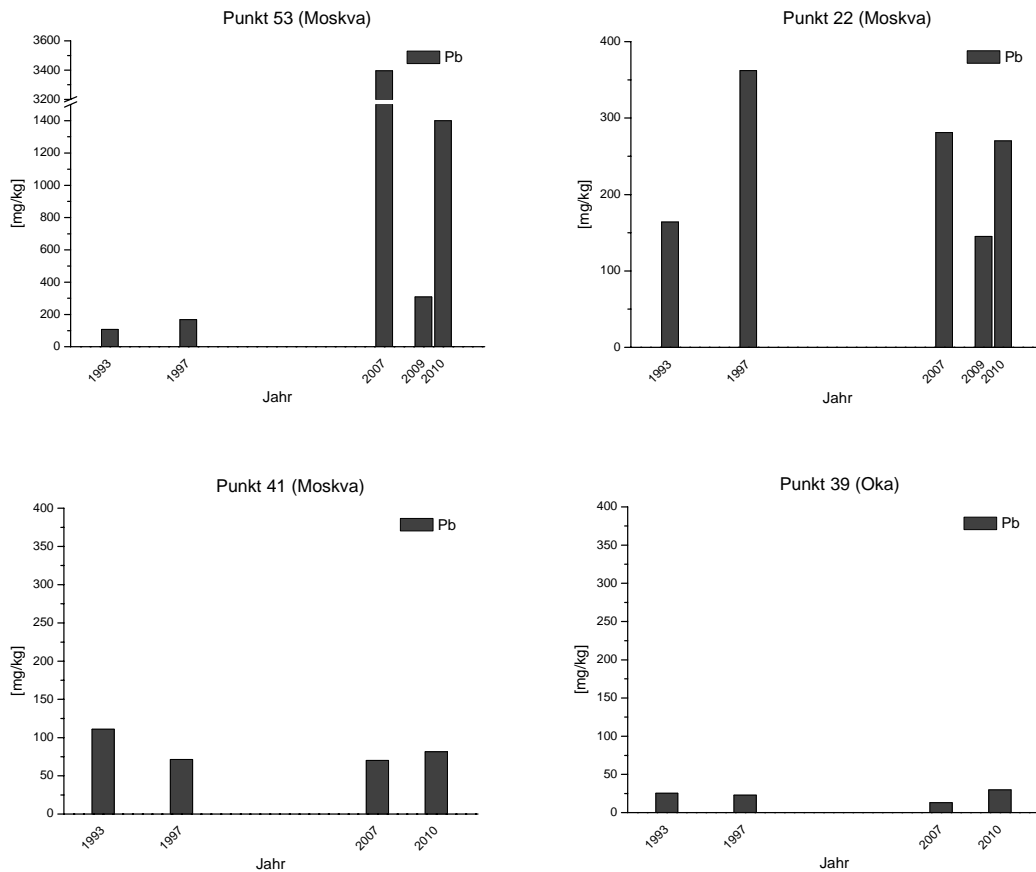


Abbildung 26 Blei in den <20µm Fraktionen der Sedimente der Moskva und Oka (1993-2010)

Die Konzentrationen von Blei in den gemessenen Proben (**Abbildung 26**) variieren sehr stark. So liegen die höchsten im Beobachtungszeitraum gemessenen Werte (3396 mg/kg) an **Punkt 53** vor. Ähnlich wie die Ergebnisse der Messungen der Chromkonzentrationen, schwanken die Bleikonzentrationen sehr stark. Die Belastung in den 2000er Jahren ist deutlich höher als in den Proben, die 1993 und 1997 entnommen wurden. In 2007 und 2010 erreicht Blei Konzentrationen, welche in die Kategorie 6 „übermäßig belastet“ fallen. In 2009 lag die gemessene Konzentration hingegen lediglich in Kategorie 4 „stark

belastet“. Diese Ergebnisse zeigen analog zu den Chromkonzentrationen die starke Inhomogenität der Verschmutzung an Punkt 53.

Die Konzentrationen an Blei an **Punkt 22** variieren um 300 mg/kg, in 1993 und in 2009 liegen sie um 150 mg/kg. Damit fällt die maximale Konzentration (1997) in den Bereich der Klasse 4 „stark belastet“. Die Proben von 2007 und 2010 werden ebenso bewertet. Die Proben von 1993 und 2009 werden als „mäßig bis stark belastet“ klassifiziert.

Die an Punkt 41 gemessenen Konzentrationen liegen im Bereich zwischen 110 mg/kg und 70 mg/kg und variieren nur gering. Alle Konzentrationen liegen im Bereich der Klasse 2 „mäßig belastet“.

Die Konzentrationen in den Okaprobe (Punkt 39) liegen im Bereich des geogenen Backgrounds und verändern sich im Beobachtungszeitraum kaum.

**Abbildung 27** zeigt die Konzentrationen an Zink, welche in den Sedimenten der hier diskutierten Probenahmepunkte im Zeitraum von 1993 bis 2010 gemessen wurden.

An **Punkt 53** wurden in den 90er Jahren Konzentrationen um 450 mg/kg gefunden. Die Konzentrationen die im Zeitraum von 2007 bis 2010 gemessen werden liegen hingegen im Bereich von 700 bis 1000 mg/kg Zink in der Feinkornfraktion. Die Proben von 2007 bis 2010 sind dabei als „mäßig bis stark belastete“, die Proben von 1993 und 1997 als „mäßig belastet“ zu klassifizieren.

An **Punkt 22** liegen in den Jahren 2007 und 2010 die höchsten Konzentrationen an Zink vor (in Bereich von 1150 mg/kg). In 2009 sowie in den Jahren 1993 und 1997 sind die Konzentrationen deutlich geringer (ca. 550-700 mg/kg). Die Proben aus den Jahren 2007 und 2010 liegen knapp oberhalb der Grenze zur Klasse 4, „stark belastet“. Die Probe von 1997 liegt nur geringfügig unterhalb dieser Grenze und wird daher ebenso wie die Probe von 2009 als „mäßig bis stark belastet“ eingestuft. Die Probe von 1993 ist als „mäßig belastet“ zu betrachten.

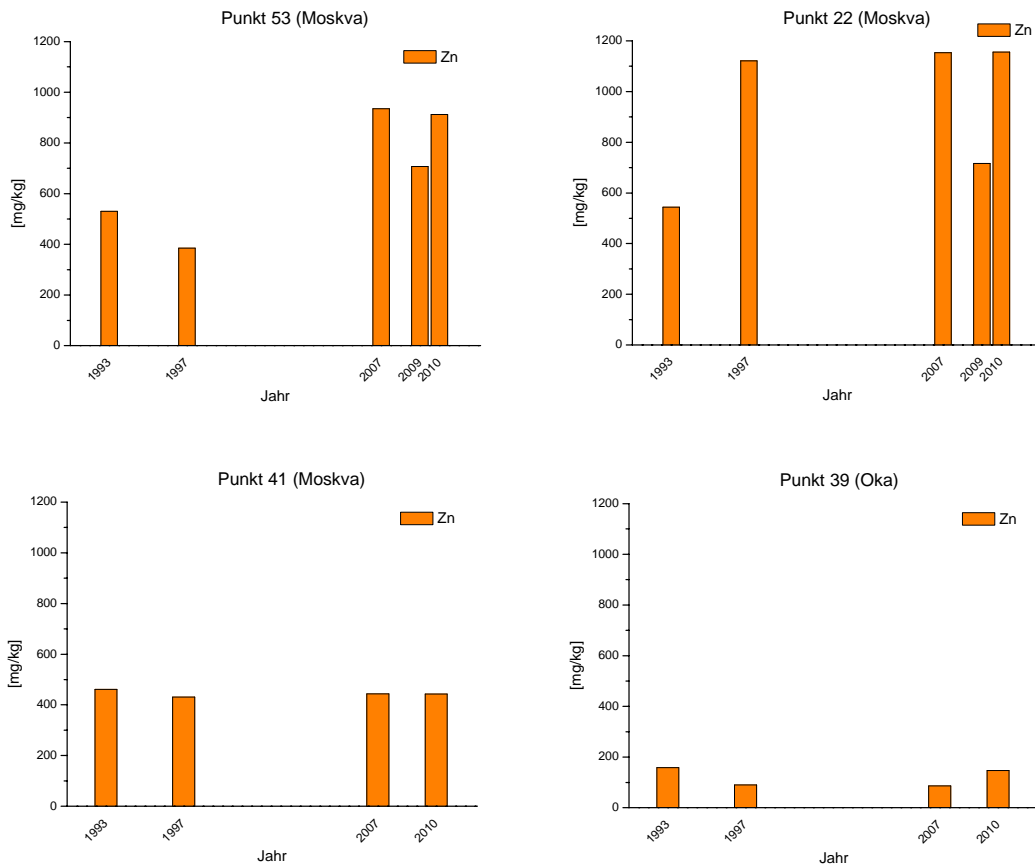


Abbildung 27 Zink in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente der Moskva und Oka (1993-2010)

An **Punkt 41** ist der Gehalt an Zink in den Sedimenten deutlich geringer als in den Sedimenten der stromaufwärts gelegenen Probenahmepunkte. Die Gehalte liegen in allen vier Proben um 450 mg/kg. Daher sind die Proben geschlossen als „mäßig belastet“ einzuordnen.

In der Oka (**Punkt 39**) sind die Zinkkonzentration im gesamten Beobachtungszeitraum unter 160 mg/kg. Die Proben von 1993 und 2010 erreichen knapp die Grenze zu Klasse 1 und sind „unbelastet bis mäßig belastet“, die Proben von 1997 und 2007 sind praktisch „unbelastet“.

Der zeitliche Verlauf der Schwermetalleinträge kann anhand von Sedimentprofilen nachvollzogen werden. Die Konzentrationen in den verschiedenen Tiefen des Sediments erlauben Rückschlüsse auf frühere hohe und niedrigere Einträge. Jedoch können diese Profile von Umlagerungsprozessen im Rahmen der Frühdiagenese überprägt sein.

Während der Probenahmekampagne im Jahr 2008 wurden sowohl aus der Moskva als auch aus der Oka Sedimentkerne entnommen (siehe Abbildung 8). Die Ergebnisse der Oka und der Moskva sind gegenüber gestellt. Zur Verdeutlichung wurden in die Graphiken jeweils die Grenzen der Igeo-Klassen in der jeweiligen Farbe eingezeichnet. Ebenfalls wurden in beiden Graphiken die gleichen Skalen verwendet, um einen direkten Vergleich zu ermöglichen. Der Kern aus der Oka dürfte einen Zeitraum von ca. 50-60 Jahren repräsentieren, geht man von einer Schätzung der Sedimentationsrate von ca. 1 cm/a (MÜLLER et al. 2007) aus. Da das Sediment mit der Zeit komprimiert wird, machen 40 cm mehr als 40 Jahre aus. Der Kern aus der Moskva verdeutlicht einen entsprechend größeren Zeitraum.

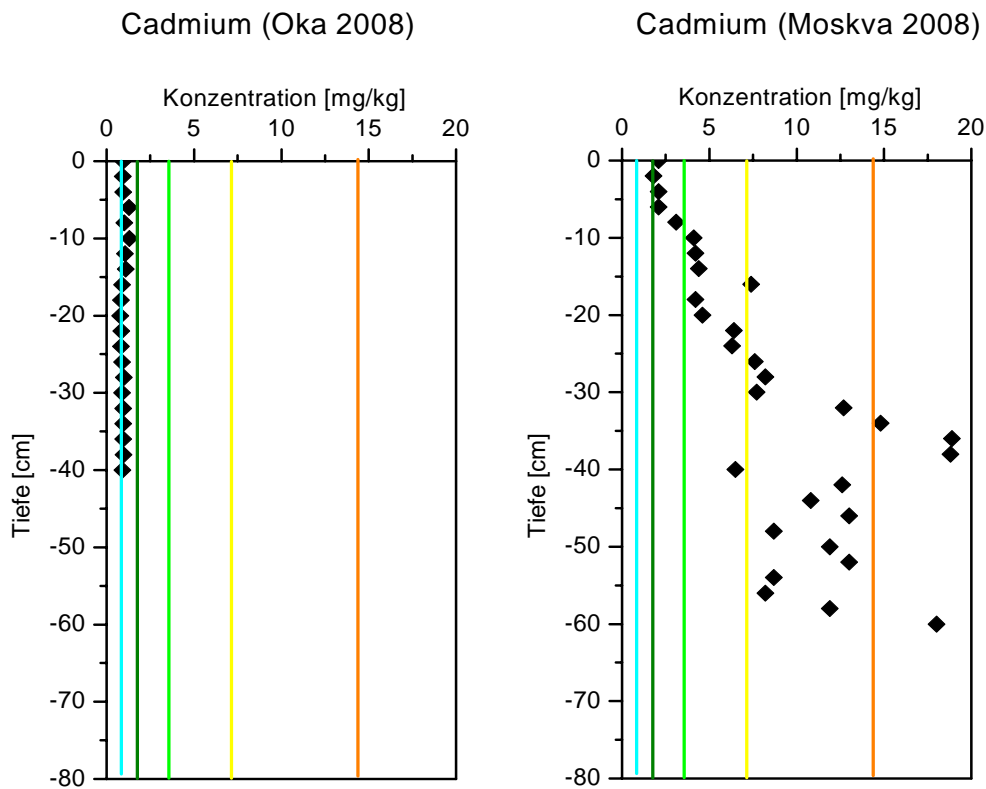


Abbildung 28 Konzentration von Cadmium in den Sedimentkernen der Moskva und Oka im Vergleich (<20  $\mu\text{m}$ ; Probenahme 2008)

**Abbildung 28** zeigt die Konzentrationen an Cadmium, die in den Sedimentkernen der Moskva und Oka gefunden wurden. Deutlich ist zu sehen, dass in den Sedimenten der Oka auch in größerer Tiefe keine Belastungen mit Cadmium vorliegen.

Der Sedimentkern der Moskva zeigt zum Teil deutlich höhere Konzentrationen an Cadmium. In den oberen Sedimentschichten liegen die Konzentrationen nahezu in dem Bereich in dem auch die Konzentrationen in den Sedimenten der Oka liegen. Ab einer Tiefe von etwa 10 cm fallen die Proben in die Klasse 4 (stark belastet). Die Konzentrationen steigen mit der Tiefe weiter an und ab einer Tiefe von ca. 25 cm fallen sie in die Klasse 5 (stark bis übermäßig belastet). In dem Tiefenbereich von 36-38 cm fallen zwei Proben in Klasse 6 (übermäßig belastet). In den Tiefen von 40-58 cm schwanken die Konzentrationen sehr stark, sie liegen, mit einer Ausnahme, in Klasse 5. Die Probe aus einer Tiefe von 60 cm fällt wieder in die Klasse 6.

Der Anstieg der Cadmiumkonzentrationen mit der Tiefe in dem Sedimentkern aus der Moskva deutet auf eine Verringerung des Eintrages von Cadmium in die Moskva hin. Jedoch ist zu beachten, dass die Verteilung von Cadmium im Sediment frühdiagenetisch überprägt sein kann. Cadmium kann in sulfidischer Umgebung als Cadmiumsulfid ausgefällt werden. Cadmiumsulfid ist schwerlöslich und daher fungieren sulfidische Schichten im Sediment als Senke für Cadmium. Entlang des Konzentrationsgefälles diffundieren Cadmiumionen in die sulfidischen Schichten nach. Das Maximum in der Konzentration könnte daher nicht ausschließlich auf einem hohen Eintrag in die Moskva beruhen.

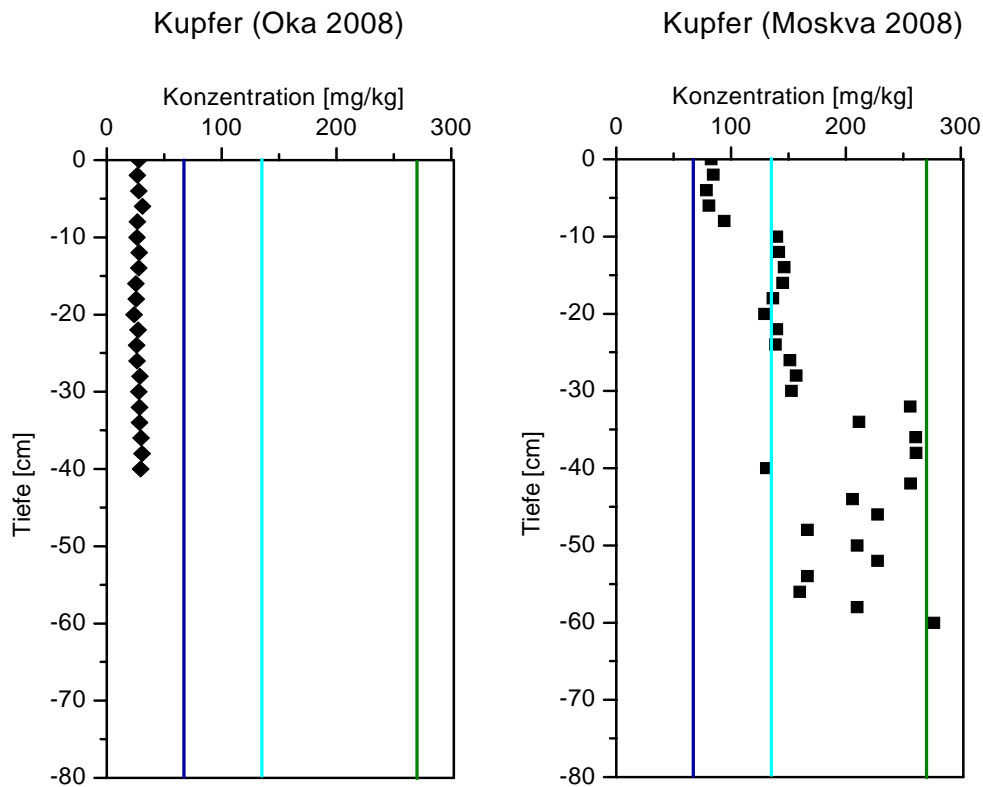


Abbildung 29 Konzentration von Kupfer in den Sedimentkernen der Moskva und Oka im Vergleich (<20  $\mu\text{m}$ ; Probenahme 2008)

**Abbildung 29** zeigt die Konzentrationsverläufe von Kupfer in den Feinkornanteilen der Sedimentkerne der Moskva und Oka. In der Oka liegen die Konzentrationen von Kupfer im Bereich des geogenen Backgrounds. Die Gehalte an Kupfer in den Sedimenten der Oka bleiben mit zunehmender Tiefe konstant.

Die obersten 10 cm der Moskvasedimente zeigen die geringsten Konzentrationen von Kupfer (Klasse 1), in dem Bereich zwischen 10 und 30 cm liegen die Konzentrationen auf der Grenze zwischen der Klasse 1 und 2 und in den darunter liegenden Sedimentschichten liegen die Konzentrationen im Bereich der Klasse 2. Eine Probe erreicht Klasse 3. In der Tiefe ab 30 cm schwanken die Konzentrationswerte.

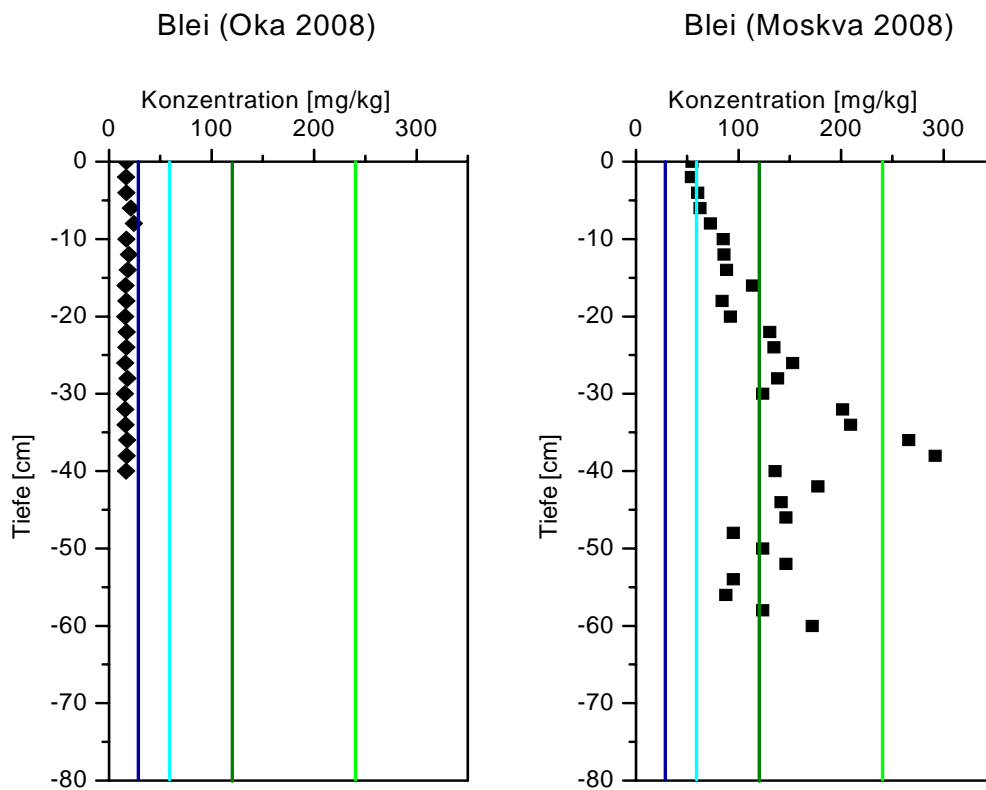


Abbildung 30 Konzentration von Blei in den Sedimentkernen der Moskva und Oka im Vergleich (<20  $\mu\text{m}$ ; Probenahme 2008)

Die Konzentrationen von Blei, die in den Sedimenten der Oka und Moskva gemessen wurden, sind in **Abbildung 30** zu sehen. In der Oka wurde in keiner Probe des Sedimentkernes eine erhöhte Konzentration von Blei gefunden. Über die gesamte Mächtigkeit des Sedimentkernes bleiben die Konzentrationen konstant.

Im Sedimentkern der Moskva zeigt sich hingegen ein anderes Bild. Bereits im Bereich der Oberflächensedimente sind die gemessenen Konzentrationen mehr als doppelt so hoch wie in den Sedimenten der Oka. Die Konzentrationen steigen relativ kontinuierlich an bis in eine Tiefe von etwa 38 cm. In dieser Tiefe liegt der maximale Wert. Bis hin zu einer Tiefe von 20 cm liegen die Proben in Klasse 1 und 2, zwischen 20 und 36 cm Tiefe in Klasse 3. Die Proben aus 36 und 38 cm Tiefe erreichen Klasse 4. In den Proben aus Tiefen zwischen 40 und 60 cm wurden Konzentrationen gefunden die in Klasse 2 und 3 eingeordnet werden. In diesen Tiefen schwankt die Konzentration stark und es ist schwer, einen eindeutigen Trend zu beobachten.



Bleisulfid ist, analog zu Cadmiumsulfid, schwer löslich. Da in sulfidischen Schichten Bleisulfat gebildet werden kann, können sich in diesen Schichten Senken für Blei bilden. Der Konzentrationsverlauf von Blei im Sediment ist nicht nur vom Eintrag abhängig, sondern auch von dem Verlauf der Redoxzonen im Sediment.

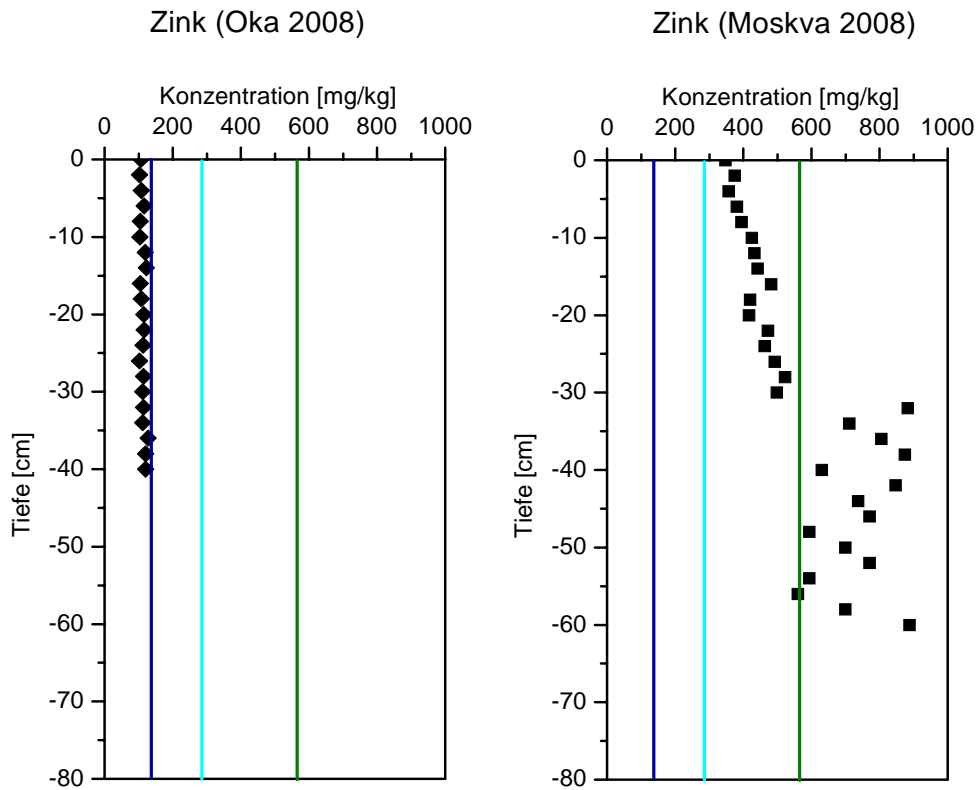


Abbildung 31 Konzentration von Zink in den Sedimentkernen der Moskva und Oka im Vergleich (<20  $\mu\text{m}$ ; Probenahme 2008)

Die Veränderungen der Konzentrationen von Zink im Feinkornanteil der Sedimentkerne aus der Oka und Moskva sind in **Abbildung 31** zu sehen. In der Oka liegen die Konzentrationen in den Sedimentproben in allen Tiefen in Klasse 0 (unbelastet).

Im Sedimentkern der Moskva finden sich bereits in den obersten Sedimentschichten deutlich höhere Konzentrationen von Zink. Bis in eine Tiefe von etwa 30 cm liegen die Konzentrationswerte im Bereich der Klasse 3. Ab dieser Tiefe beginnen die Konzentrationswerte zu schwanken. Bis auf eine Ausnahme liegen die Konzentrationen in den Tiefen >30 cm in der Klasse 4.

Aus den Betrachtungen der Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Blei und Zink hat sich eine Verringerung der Konzentrationen im Sediment im Verlaufe des Beobachtungszeitraumes ergeben. Die Veränderungen der Konzentrationen im gesamten Probenahmegebiet sind jedoch nicht statistisch signifikant. Betrachtet man einzelne Punkte, an denen eine besonders hohe Belastung vorliegt, so zeigen sich an den Punkten 53 und 22 deutliche Steigerungen der Schwermetallgehalte.

Die Ergebnisse der Sedimentkernuntersuchungen wurden herangezogen, um die Veränderung des Schwermetalleintrages in die Moskva und Oka näher zu betrachten. Zunächst einmal fiel auf, dass die Sedimente der Oka auch in größeren Tiefen keine signifikante Belastung aufweisen. Die Konzentrationen von Cadmium und Blei sind im Sediment der Moskva in größeren Tiefen deutlich größer als an der Oberfläche. Die Frage, ob dies allein dem höheren Eintrag vor rund 30 Jahren geschuldet ist, kann nur in Kenntnis der Redoxzonen beantwortet werden. Porenwasseruntersuchungen geben über diese Auskunft. Da aus der Moskva keine Porenwasserproben gewonnen werden konnten, sind hier stellvertretend als Beispiel die Porenwasserproben der Oka angeführt.

### 5.3 Porenwasseruntersuchungen an der Oka

Aus der Oka wurden an Punkt 40 Porenwasserproben entnommen (s. **Abbildung 8**). Die Ergebnisse dieser Untersuchungen sind im Folgenden dargestellt.

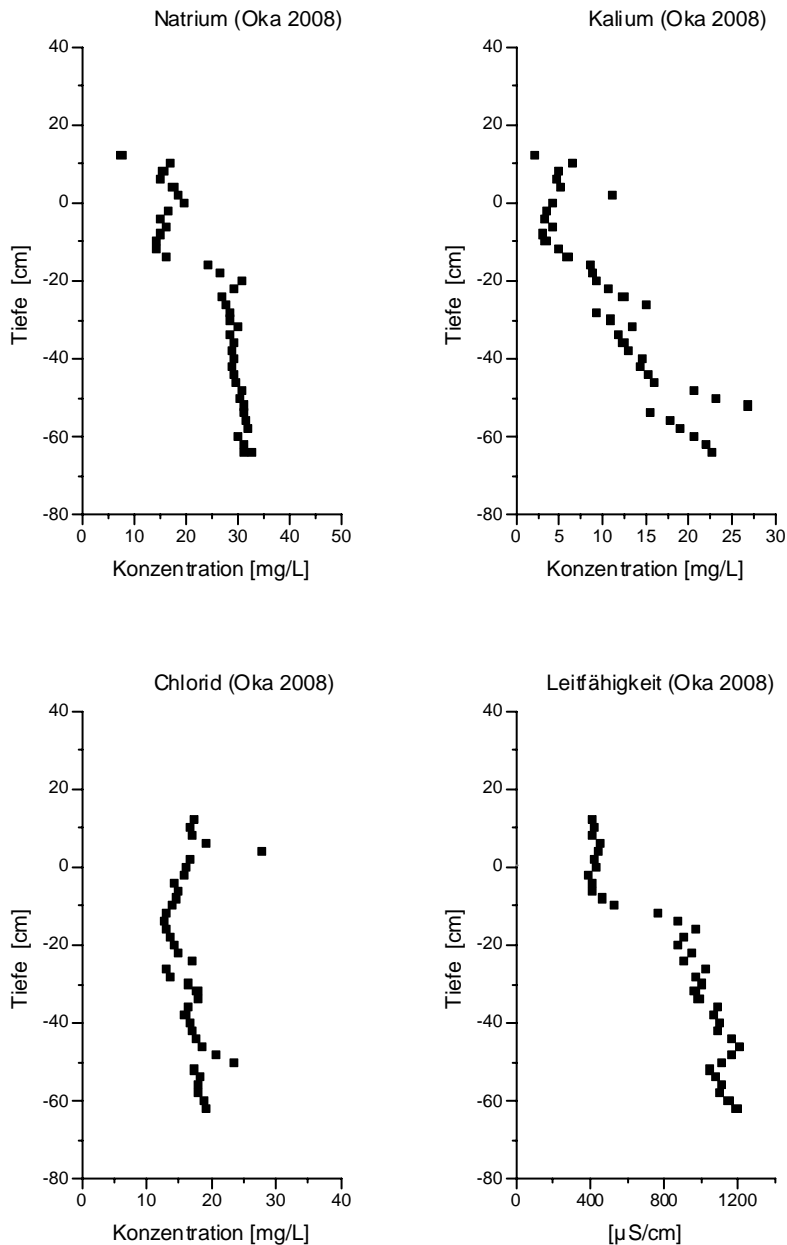


Abbildung 32 Leitfähigkeit und Konzentrationen von Natrium, Kalium und Chlorid in den Porenwasserproben der Oka (Punkt 40, Juni 2008). Die angenommene Sediment-Wasser-Grenze liegt bei 0 cm

**Abbildung 32** zeigt die Leitfähigkeit und die Konzentrationen von Natrium, Kalium und Chlorid.

Die Konzentration von **Natrium** bleibt relativ konstant im Bereich von 10-15 mg/L bis in eine Tiefe von 18 cm. Dort steigt die Konzentration in den Proben sprunghaft auf etwa 30 mg/L an.

Die Konzentration von **Kalium** im Freiwasserbereich liegt zwischen 2 und 4 mg/L. Ab einer Tiefe von etwa 10 cm steigt die Konzentration relativ konstant an und erreicht in einer Tiefe von 66 cm schließlich einen Wert von 20 mg/L. Der Anstieg der Kaliumkonzentrationen weist auf eine Verwitterung von Feldspat im Sediment hin.

Die Konzentrationen von **Chlorid** liegen in allen Porenwasserproben im Bereich von 20 mg/L.

Die **Leitfähigkeit** liegt bis zu einer Tiefe von etwa 10 cm im Bereich von 400  $\mu\text{S}/\text{cm}$  und steigt dann schnell an auf einen Wert von etwa 850-900  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (18-20 cm). Ab 20 cm Tiefe steigt die Leitfähigkeit nur langsam an bis hin zu einem Wert von etwa 1200  $\mu\text{S}/\text{cm}$  in einer Tiefe von 60 cm.

**Abbildung 33** zeigt die Parameter, die eine Rolle im Kalk-Kohlensäuregleichgewicht spielen. Zu diesen zählt der pH-Wert, Calcium, Hydrocarbonat und aufgrund der chemischen Ähnlichkeit zu Calcium auch Magnesium.

Das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht lässt sich mit folgender Gleichung beschreiben:



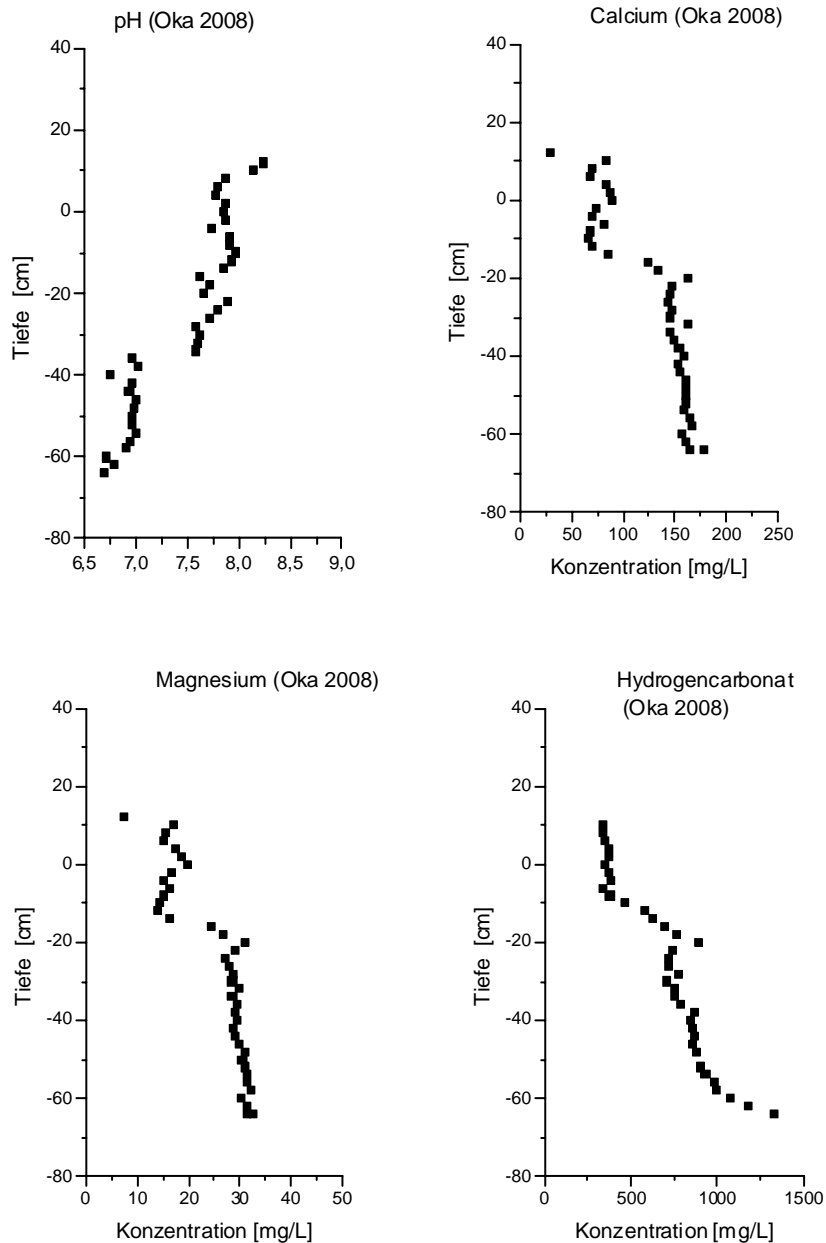


Abbildung 33 Die pH-Werte und die Konzentrationen von Calcium, Magnesium und Hydrogencarbonat im Porenwasser der Oka (Punkt 40, Juni 2008). Die angenommene Sediment-Wasser-Grenze liegt bei 0 cm

Durch den Umsatz organischer Substanz wird  $\text{CO}_2$  frei und das Gleichgewicht verschiebt sich auf die Seite der Produkte. Calcit wird vermehrt gelöst und die Konzentration von Calcium im Porenwasser steigt an. Durch die vermehrte Bildung von Hydrogencarbonat sinkt der pH-Wert.

Der **pH-Wert** des Porenwassers liegt im Freiwasser bei 8-8,5. Bis in eine Tiefe von ca. 18 cm bleibt er im Bereich von 8. Ab einer Tiefe von 20 cm sinkt er langsam ab (8-7,6). In einer Tiefe von 38 cm sinkt der pH Wert auf 7 und ab einer Tiefe von 54 cm weiter auf 6,6.

Die **Calciumkonzentrationen** liegen im Freiwasserbereich bei etwa 50 mg/L. Bei dieser Konzentration bleiben die Werte bis hin zu einer Tiefe von 14 cm konstant. Darunter steigt die Konzentration deutlich an auf etwa 150 mg/L. Die Konzentration bleibt unterhalb von 36 cm relativ konstant im Bereich 150 mg/L.

Der Verlauf der **Magnesiumkonzentrationen** ist analog. Die Konzentration im Freiwasser liegt bei etwa 10 mg/L, bei 14 cm steigt sie auf 25 mg/L an. Unterhalb von 36 cm bleibt die Konzentration von Magnesium im Bereich von 30 mg/L.

Die Konzentration von **Hydrogencarbonat** liegt im Freiwasserbereich und in den oberen Sedimentschichten bei ca 300 mg/L. Ab einer Tiefe von 10 cm steigt die Konzentration rasch an bis auf Werte um 750 mg/L. Ab 20 cm Tiefe bleibt dieser Wert konstant bis in 60 cm Tiefe. Ab 60 cm Tiefe steigt die Konzentration von Hydrogencarbonat stark an.

Die Erzeugung von Kohlendioxid durch Bakterien, die organische Material umsetzen, verschiebt bei etwa 20 cm Tiefe das Kalk-Kohlensäure-Gleichgewicht auf die Seite der Produkte. Es wird vermehrt Calcit gelöst, dies wird durch die erhöhten Konzentrationen von Calcium angezeigt. Da neben Calcit auch magnesiumhaltige Mischminerale gelöst werden, steigt auch die Konzentration von Magnesium im Porenwasser an. Parallel zu dem Konzentrationsanstieg von Calcium und Magnesium steigt die Konzentration von Hydrogencarbonat im Porenwasser. Da Hydrogencarbonat als Puffer wirkt, steigt der pH-Wert erst in größeren Tiefen, wenn die im Porenwasser vorliegenden Basen verbraucht sind. Auch die Leitfähigkeit wird von dem Umsatz organischer Substanz beeinflusst. Durch den Umsatz organischer Substanz wird das Kalk-Kohlensäuregleichgewicht verschoben und es werden vermehrt Hydrogencarbonat und Calciumionen freigesetzt, diese erhöhen die Leitfähigkeit des Porenwassers.

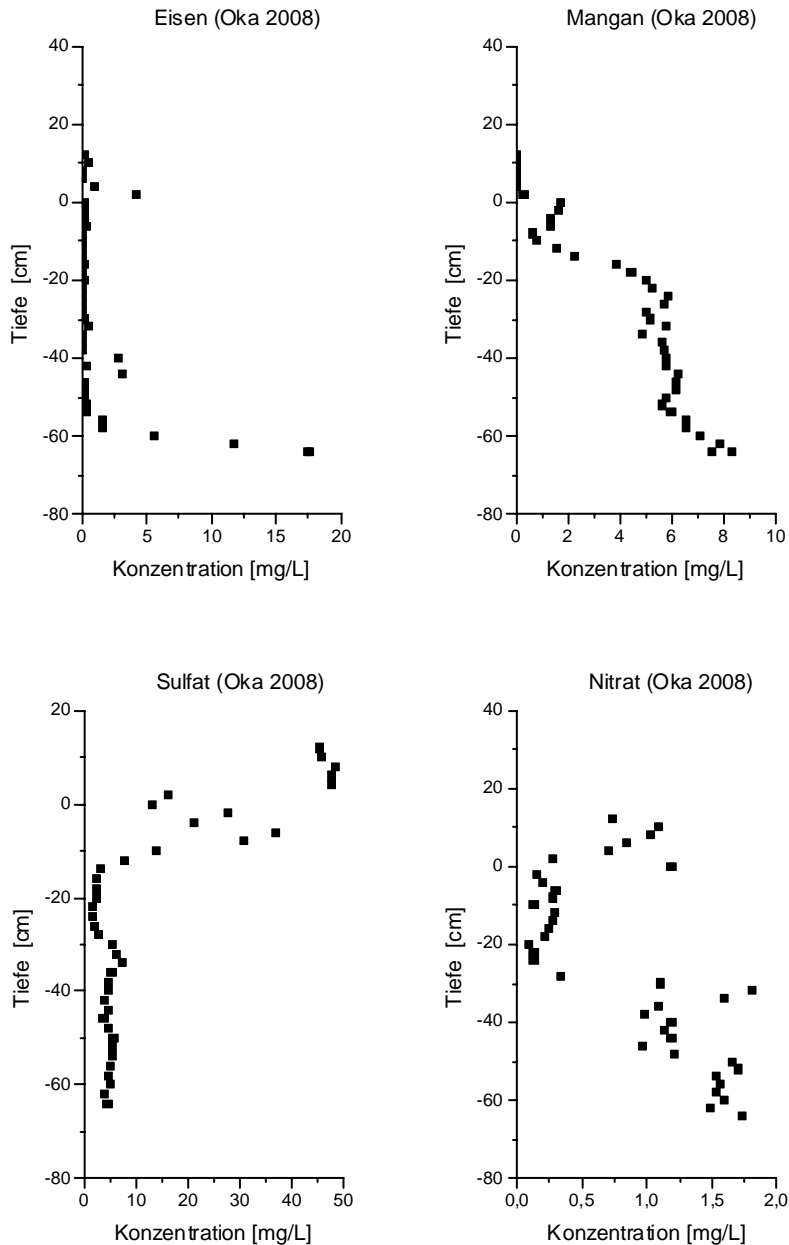


Abbildung 34 Konzentrationen von Eisen, Mangan, Nitrat und Sulfat im Porenwasser der Oka (Punkt 40, Juni 2008). Die angenommene Sediment-Wasser-Grenze liegt bei 0 cm.

**Abbildung 34** zeigt die Konzentrationen der redoxsensitiven Parameter im Porenwasser der Oka. Die redoxsensitiven Parameter umfassen Eisen, Mangan, Sulfat und Nitrat.

Die Konzentrationen von **Eisen** sind im Freiwasserbereich sehr gering. In der Schicht über der Sediment-Wasser-Grenzschicht liegen höhere Konzentrationen vor. Dies weist auf eine

Lösung von Eisen aus den oberen Sedimentschichten hin (Eisenreduktion). Da das Porenwasser im Sommer aus einem sehr flachen und langsam überströmten Uferbereich entnommen wurde, kann vermutet werden, dass bereits in den obersten Sedimentschichten kein Sauerstoff mehr vorhanden war und das Sediment anoxisch ist. Im oxischen Milieu fällt Eisen als Hydroxid aus. Unter anoxischen Bedingungen kann das Eisen aus dem Hydroxid reduziert werden und geht wieder in Lösung. In 40 und 44 cm Tiefe sind ebenfalls leicht erhöhte Eisenkonzentrationen im Sediment zu finden. Dies kann auf eine Eisenreduktion hinweisen. Da es einzelne Proben sind, die erhöhte Werte zeigen, ist auch eine Verunreinigung während der Probenbearbeitung in Betracht zu ziehen. Ab einer Tiefe von 56 cm steigt die Eisenkonzentration in den Porenwasserproben stark an. Nach APPELO & POSTMA (2005) ist dies ein Hinweis auf die in dieser Tiefe stattfindende Methanogenese.

Die Konzentrationen von **Mangan** im Porenwasser sind im Freiwasserbereich sehr gering. Im Bereich der Grenzfläche zwischen Sediment und Freiwasser sieht man einen Anstieg der Konzentrationen. Dies deutet darauf hin, dass in diesem Bereich eine Freisetzung von Mangan in das Porenwasser erfolgt. Das gelöste Mangan diffundiert in das Freiwasser. Ab einer Tiefe von 10 cm steigt die Konzentration von Mangan im Porenwasser deutlich an, dies weist auf eine Manganreduktion hin. Die Freisetzung von Mangan aus dem Sediment erfolgt unter anoxischen Bedingungen.

Die Konzentrationen von **Sulfat** liegen im Freiwasser bei etwa 45 mg/L. Innerhalb der oberen Sedimentschichten sinken die Konzentrationen deutlich ab und erreichen in einer Tiefe von ca. 14 cm 2-3 mg/L. Diese Verringerung der Konzentrationen von Sulfat zeigt den Übergang vom suboxischen Milieu in das sulfidische Milieu an. Im sulfidischen Milieu wird Sulfat von Bakterien zu Sulfid reduziert. Ab einer Tiefe von 30 cm steigt die Konzentration von Sulfat im Porenwasser leicht an. In dem sulfidischen Bereich könnte es zu einer Fällung von Schwermetallen kommen. Hierdurch würde ein Konzentrationsgefälle entstehen und die Schwermetallionen in diesen Bereich hineindiffundieren.

Die Konzentrationen von **Nitrat** liegen im Freiwasserbereich bei Konzentrationen von durchschnittlich etwa 1 mg/L. Ab der Sediment-Wasser-Grenze sinken sie auf Werte von 0,2 mg/L. Nitrat wird im oxischen und suboxischen Milieu umgesetzt, da es nach Sauerstoff der beste Energielieferant für die dort lebenden Mikroorganismen ist. Der Anstieg von Nitrat im Porenwasser ab einer Tiefe von 30 cm kann daher nicht aus höheren



Sedimentschichten stammen, wahrscheinlicher ist eine Reoxidation von Ammonium in den Proben.

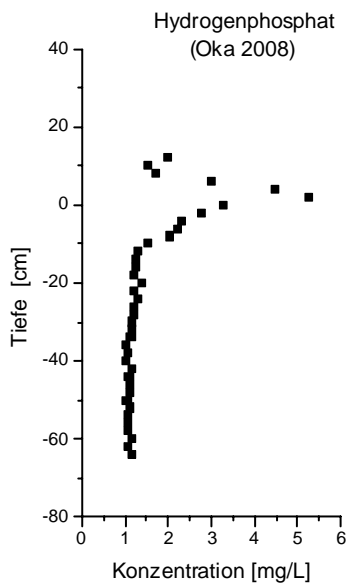


Abbildung 35 Hydrogenphosphat im Porenwasser der Oka (Punkt 40, Juni 2008). Die angenommene Sediment-Wasser-Grenze liegt bei 0 cm.

**Abbildung 35** zeigt die Konzentrationen von Hydrogenphosphat im Porenwasser. Die Konzentrationen an Hydrogenphosphat sind an der Grenzfläche zwischen Sediment und Freiwasser am höchsten. Das deutet auf eine Freisetzung aus Mangan und Eisenmineralen hin, die in den oberen Sedimentschichten reduziert werden. Phosphor, in der Regel als o-Phosphat, wird bei der Fällung von Eisen- und Manganhydroxiden mitgefällt. Das freigesetzte Hydrogenphosphat diffundiert zur Sedimentoberfläche. Hier wird die Konzentration durch den überstehenden Wasserkörper verdünnt und das Hydrogenphosphat wird von Pflanzen verbraucht.

Der Kreislauf von Hydrogenphosphat im Porenwasser und Sediment hängt stark von den Redoxbedingungen ab. Sequenzielle Extraktionen können einen Hinweis geben auf die Bindungsformen des Phosphates im Sediment.

## 5.4 Phosphor in den Sedimenten der Moskva und Oka

### 5.4.1 Gesamtkonzentrationen in den Fraktionen <20 µm

An einigen im Jahr 2007 in Russland entnommenen Sedimentproben wurde der Phosphorgehalt untersucht. Ebenfalls wurden Phosphor-Extraktionen durchgeführt. Die Lage der auf Phosphor untersuchten Probenahmepunkte ist in **Abbildung 36** gezeigt.

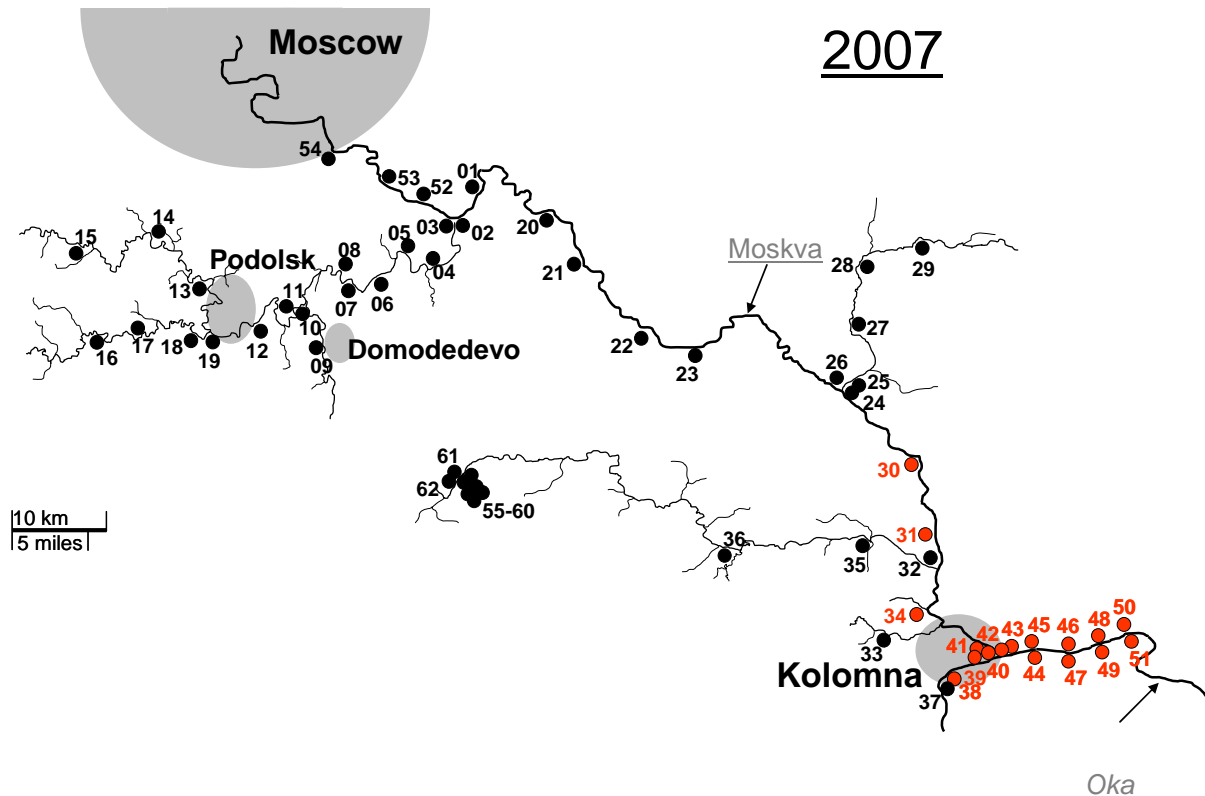


Abbildung 36 Lage der Probenahmepunkte (rot markiert) von 2007, deren Sediment auf Phosphor untersucht wurde.

Die Gesamtkonzentrationen an Phosphor, die in den Sedimentproben gemessen wurden, sind in **Tabelle 7** wiedergegeben. Diese wurden mit dem  $I_{geo}$ -System ausgewertet und die Punkte mit den Farben der jeweiligen Klassen hinterlegt (s. **Tabelle 3**).

Tabelle 7 Gesamtgehalte an Phosphor in der Feinkornfraktion (<20µm) der Sedimentproben der Moskva und Oka, Probenahme 2007

Probenr.	30	31	34	38	39	40	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51
Ges P [g/kg]	5,55	6,05	5,02	1,48	1,51	1,73	5,27	5,24	2,48	6,45	4,55	2,43	4,31	2,89	4,32	3,68

Die sich aus diesen Werten ergebenden statistischen Daten sind in **Tabelle 8** wiedergegeben.

Tabelle 8 Statistische Daten bezüglich des Gesamtphosphorgehaltes der Sedimentproben der Moskva und Oka 2007

	Anzahl Proben n	Minimum [mg/g]	Maximum [mg/g]	Mittelwert [mg/g]	Median [mg/g]	Standardabw. [%]
Neckar Staustufen 2009	16	1,48	6,45	3,93	4,31	1,65

Die Konzentrationen der Proben aus der Moskva fallen in die Klassen 2 und 3 (mäßig belastet bzw. mäßig bis stark belastet). Die Proben aus der Oka (38-40) sind nicht mit Phosphor belastet, sie werden als „nicht bis mäßig belastet“ klassifiziert. Nach dem Zusammenfluss der Moskva und der Oka findet nicht sofort eine vollständige Durchmischung statt, die beiden Flüsse fließen bis zur ersten Biegung quasi nebeneinander im selben Bett. Diese Unterschiede sind in der Struktur der Sedimente zu sehen. Das Sediment des nördlichen Ufers ist dunkelgrau bis schwarz und feinkörnig, während das Sediment des südlichen Ufers heller und mit mehr Sand durchsetzt ist. Dies zeigt sich auch in den Phosphorgehalten des Sediments. Die Sedimente der Oka enthalten deutlich weniger Phosphor (1,26-1,53 mg/g) als die Sedimente der Moskva (5,75-7,61 mg/g). Nach der Mündung der Moskva enthalten die Okasedimente des nördlichen Ufers deutlich höhere Mengen an Phosphor (bis 7,67 mg/g) als die des südlichen Ufers (max. 3,45). Die Gesamtgehalte der Sedimente des nördlichen Ufers nehmen im Flussverlauf nach der Mündung ab, die Gehalte des Sedimente des südlichen Ufers nehmen hingegen zu.

### 5.4.2 Phosphorextraktionen an ausgewählten Proben aus der Moskva und Oka 2007

Die Ergebnisse der Extraktion sowie die Gesamtgehalte an Phosphor sind in **Tabelle 9** wiedergegeben.

Tabelle 9 Ergebnisse der P-Extraktionen an ausgewählten Sedimenten der Oka und Moskva, Angabe in mg/g Trockenmasse des Gesamtsediments.

Probenahmepunkt	NH <sub>4</sub> Cl	BD	NaOH	HCL	Refraktär	Gesamtgehalt
30	0,154	1,36	0,514	0,261	5,32	7,61
31	0,083	1,28	0,716	0,245	5,12	7,44
34	0,078	0,879	0,318	0,196	4,28	5,75
38	0,008	0,331	0,172	0,081	0,668	1,26
39	0,025	0,598	0,267	0,103	0,343	1,34
40	0,021	0,554	0,189	0,083	0,687	1,53
42	0,534	2,07	1,38	0,399	0,639	5,02
43	0,335	2,60	1,56	0,412	1,83	6,74
44	0,139	1,20	0,271	0,250	1,03	2,89
45	0,193	3,25	0,879	0,340	3,01	7,67
46	0,248	1,94	0,923	0,357	1,78	5,25
47	0,087	1,19	0,310	0,174	1,12	2,88
48	0,117	1,66	1,68	0,357	0,000	3,82
49	0,111	1,25	0,480	0,172	1,03	3,05
50	0,163	2,17	0,874	0,312	1,12	4,64
51	0,101	1,22	0,551	0,179	1,40	3,45

**Abbildung 38** zeigt die Ergebnisse der Phosphorextraktion der Sedimentproben der Moskva. Diese Proben stammen aus dem Flussabschnitt nördlich von Kolomna. Der Gesamtgehalt in diesen Proben liegt bei 5,75-7,61 mg/g Phosphor in der Trockenmasse des Sediments.

Der Anteil an direkt bioverfügbaren Phosphor (NH<sub>4</sub>Cl-Fraktion) ist in den drei Proben gering (max. 2,0%). Der reduktiv lösliche Phosphor (BD-Fraktion) hat den zweitgrößten Anteil am Gesamtphosphor (15,3-17,9%). Weniger als ein Zehntel des Gesamtphosphors (5,5-9,6%) entfallen auf die NaOH-Fraktion. Die säurelösliche Gruppe macht mit etwa 3%

einen relativ geringen Anteil des Gesamtphosphors aus. Der Hauptanteil des Phosphors in den Proben liegt in der refraktären Fraktion vor (68,8%-74,4%).

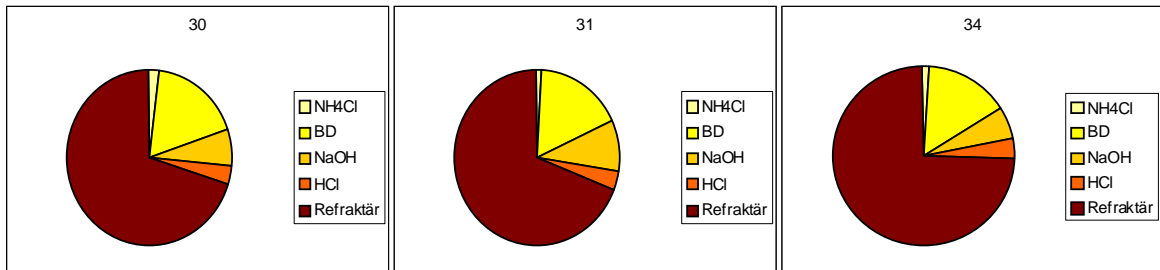


Abbildung 37 P-Extraktionen an ausgewählten Sedimentproben aus der Moskva nördlich von Kolomna (Probenahme 2007)

In **Abbildung 38** sind die Anteile der einzelnen Extraktionsgruppen am Gesamtphosphor in den Sedimentproben der Oka (flussaufwärts der Mündung der Moskva) dargestellt.

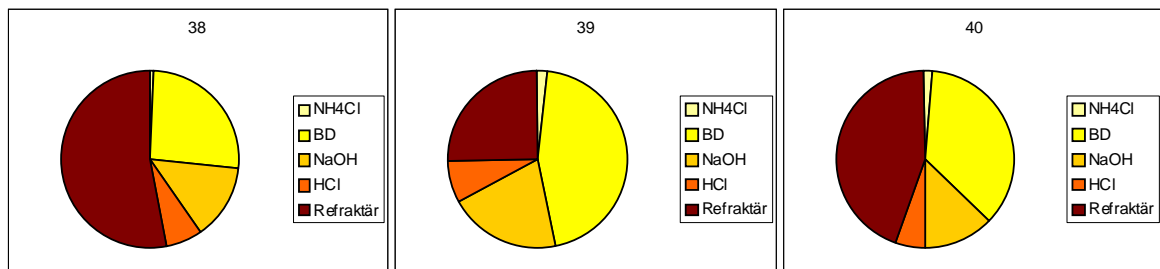


Abbildung 38 P-Extraktionen an ausgewählten Sedimentproben aus der Oka flussaufwärts von Kolomna (Probenahme 2007)

Der Gesamtgehalt an Phosphor in diesen drei Proben ist deutlich geringer als der der Moskvaproben, er liegt zwischen 1,26 und 1,53 mg/g Phosphor. Direkt bioverfügbar ist ein sehr geringer Anteil des Phosphors in diesen Proben (0,7-1,8%). Der reduktiv lösliche Phosphor macht einen Anteil von einem Viertel (Probe 38) bis zur Hälfte (Probe 39) des Gesamtphosphors aus. In der NaOH-Fraktion liegen 12,3-20,0% des Gesamtphosphors vor. Die Anteile des säurelöslichen Phosphors sind in den Okasedimenten vor der Mündung der Moskva mit 5,4-7,7% ca. doppelt so hoch wie in der Moskva. Bei den Proben 38 und 40 macht der refraktäre Anteil etwa die Hälfte des im Sediment enthaltenen Phosphors aus, bei der Probe 39 ist es ca. ein Viertel.

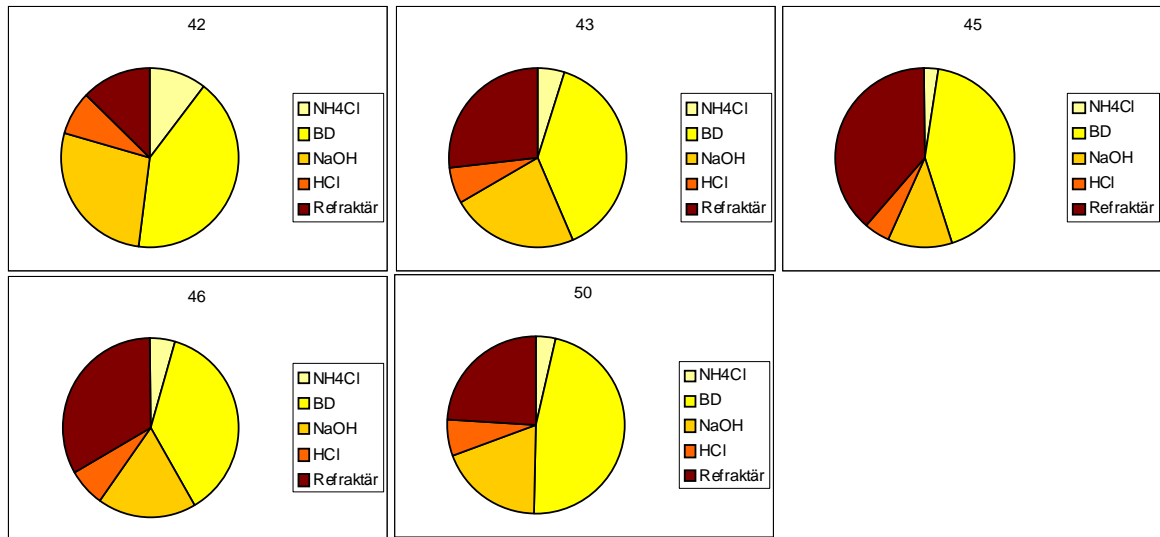


Abbildung 39 P-Extraktionen an ausgewählten Sedimentproben aus der Oka flussabwärts der Mündung der Moskva, nördliches Ufer (Probenahme 2007)

Die Ergebnisse der P-Extraktion der Sedimentproben vom nördlichen Ufer der Oka nach dem Zusammenfluss mit der Moskva sind in **Abbildung 39** dargestellt.

Die Proben von dem nördlichen Ufer der Oka flussabwärts der Mündung der Moskva weisen relativ hohe Gehalte direkt bioverfügbaren Phosphors auf (2,5-5,0%). In Probe 42 beträgt der Anteil an direkt bioverfügbarem Phosphor 10,6%. Bei einem Gesamtgehalt von 5,02 mg/g entspricht dies einer Menge von etwa 0,5 mg/g direkt bioverfügbaren Phosphors. Der Hauptanteil des Phosphors in diesen Proben entfällt auf den reaktiv löslichen Phosphor. Die Gehalte liegen zwischen 37 und 46,7%. Die Anteile von NaOH-löslichem (11,5-27,4%) und säurelöslichem Phosphor (4,4-8,0%) machen zusammen maximal ein Drittel des Gesamtphosphors aus. Refraktär liegen 12,7-39,3% des Gesamtphosphors vor.

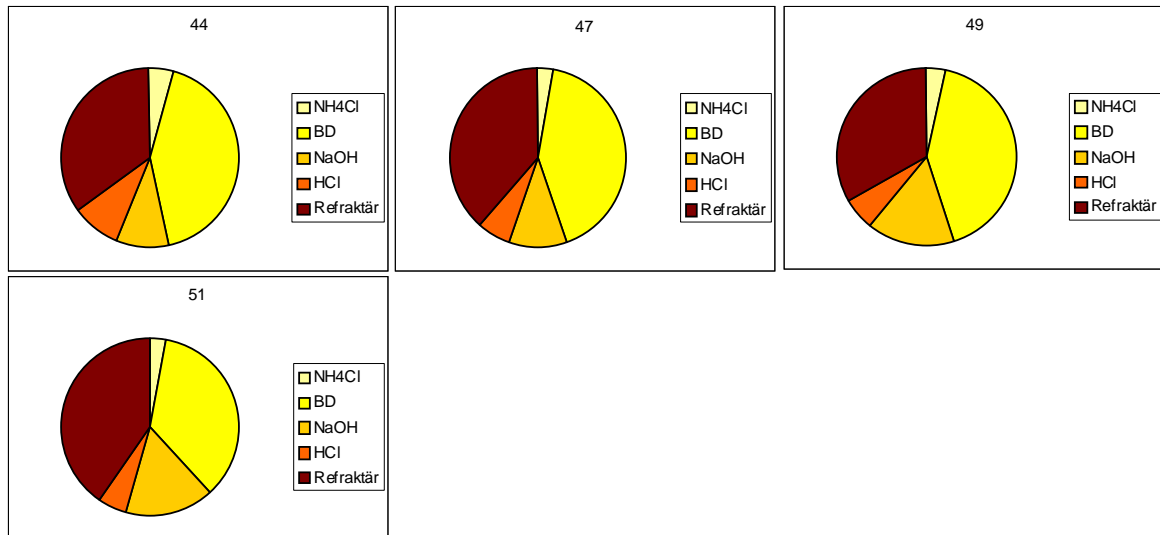


Abbildung 40 P-Extraktionen an ausgewählten Sedimentproben aus der Oka flussabwärts der Mündung der Moskva, südliches Ufer (Probenahme 2007)

In **Abbildung 40** sind die Verteilungen des im Sediment der Oka (südliches Ufer nach der Mündung der Moskva) enthaltenen Phosphors in die Extraktionsgruppen dargestellt.

Bioverfügbar sind 2,9-4,8% des Gesamtphosphors. Der Hauptanteil des Phosphors liegt in der Gruppe des reduktiv verfügbaren Phosphors vor (35,4-41,6%). Die Anteile von bioverfügbarem und reduktiv löslichem Phosphor nehmen in Fließrichtung ab. Die Anteile von Phosphor, die sich mit Natronlauge aus dem Sediment lösen lassen, liegen bei 9,4-16%. Diese Anteile nehmen flussabwärts der Mündung zu. Die säurelöslichen Phosphorverbindungen machen weniger als 10% des Gesamtgehaltes aus, ihr Anteil am Gesamtphosphorgehalt sinkt mit dem Flussverlauf. Refraktär liegt etwa ein Drittel des Gesamtphosphors vor.

Insgesamt wird deutlich, dass in der Moskva ein geringerer Anteil des Phosphors in der reduktiv löslichen Gruppe gebunden ist. Der Phosphor in der redox-sensitiven Gruppe ist vor allem Phosphor, welcher an Eisenhydroxiden und Aluminiumhydroxiden während der Fällung adsorbiert wurde und mit den Hydroxiden sedimentiert ist.

Bei den Proben des nördlichen Okaufers nach der Mündung der Moskva ist bedingt durch den hohen Gesamtgehalt ein deutliches Potenzial für eine Phosphorfreisetzung zu sehen. Wird das Sediment anoxischen Bedingungen ausgesetzt, so werden die Hydroxide gelöst und der daran gebundene Phosphor wird wieder freigesetzt.

## 6. Ergebnisse der Untersuchungen in Deutschland

### 6.1 Ergebnisse der Sedimentprobenahme 2009

Die an den Staustufen entnommenen Proben wurden auf Schwermetalle und Arsen untersucht. Im Folgenden sind die Ergebnisse nach dem System von Müller klassifiziert worden und in graphischer Form wiedergegeben.

In **Abbildung 41** sind die, nach den  $I_{geo}$ -System ausgewerteten, Ergebnisse der Probenahme bezüglich Cadmium gezeigt. Bis auf zwei Proben fallen alle in die Kategorie „unbelastet bis mäßig belastet“. Nur die Sedimente in Feudenheim (01) und Horkheim (13) werden als „mäßig belastet“ bewertet.

In **Abbildung 42** sind die Cadmiumkonzentrationen in den Sedimentproben nach dem System von MACDONALD et al. (CB-SQG) ausgewertet worden. Die Sedimentproben, die nach dem Müllersystem als „mäßig belastet“ gelten (01 und 13), liegen hier in dem Konzentrationsbereich zwischen der *threshold effect concentration* (TEC) und der *probable effect concentration* (PEC). Die übrigen Proben liegen unterhalb der TEC. Bei diesen Proben ist mit keinen negativen Effekten durch die Cadmiumkonzentration zu rechnen.

Die Kupferkonzentrationen im Sediment (**Abbildung 43**) werden in der Hälfte der Proben mit „unbelastet“ bezeichnet (01-05, 07, 09) und in der anderen Hälfte (06, 08, 10-14) wird die Kategorie 1, „unbelastet bis mäßig belastet“ erreicht.

Mit der *Consensus Based- Sediment Quality Guideline* (CB-SQG) ausgewertet liegen die Kupferkonzentrationen aller Sedimentproben in dem Bereich zwischen der TEC und der PEC (**Abbildung 44**). Mit diesem System lässt sich daher keine Aussage treffen über die mögliche Schadwirkung auf die Organismen im Gewässer.



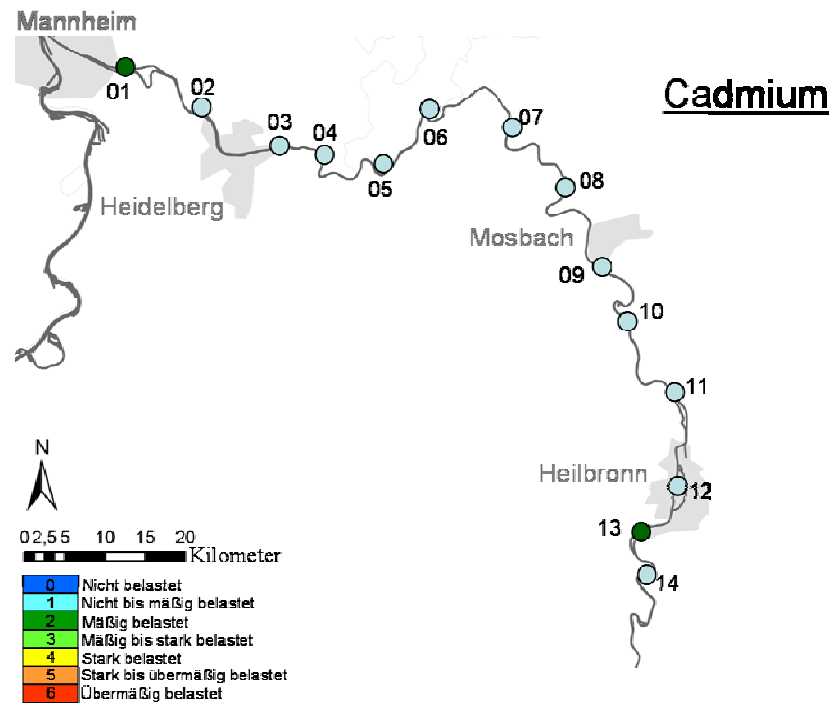


Abbildung 41 Cadmiumkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem Igeo-System (Müller, 1979)

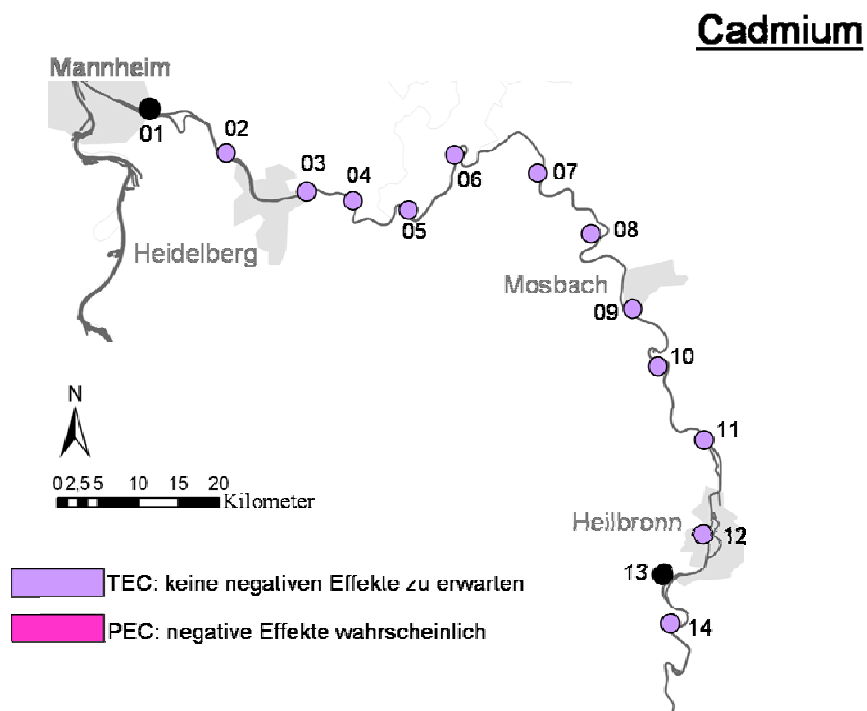


Abbildung 42 Cadmiumkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al. (2000)

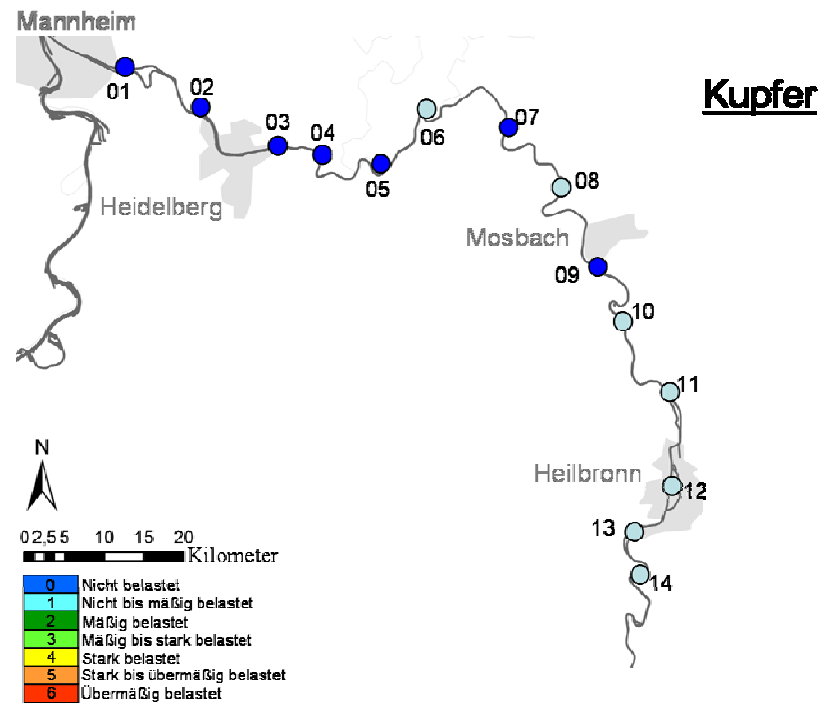


Abbildung 43 Kupferkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

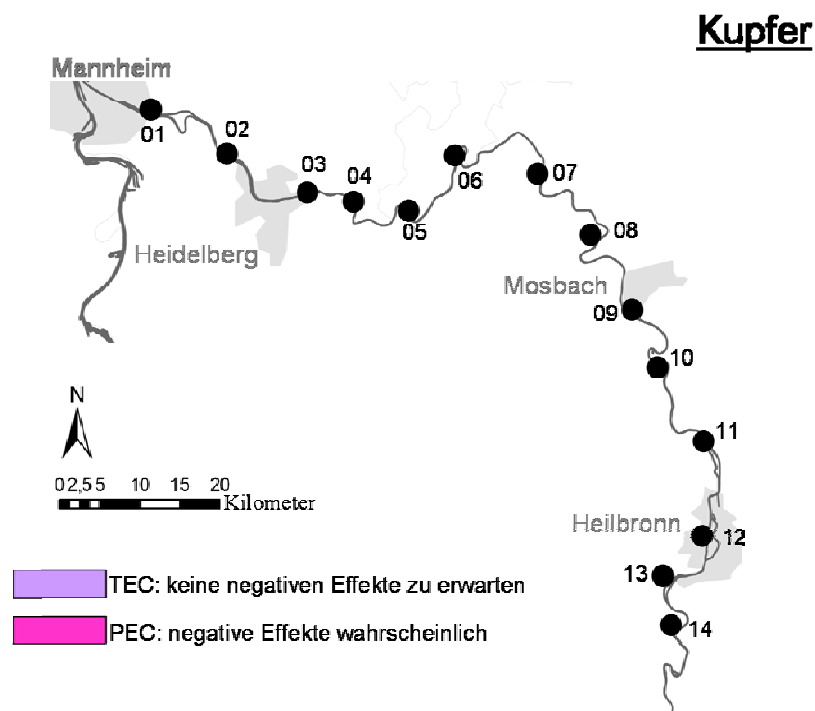


Abbildung 44 Kupferkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al. (2000)

In den Sedimentproben der hier vorgestellten 14 Staustufen wurden geringfügig erhöhte Konzentrationen an Blei gefunden (**Abbildung 45**). Diese Konzentrationen fallen in die Bewertungskategorie „nicht bis mäßig belastet“ des  $I_{\text{geo}}$ -Systems.

Nach dem CB-SQG-System wird die Konzentration von Blei in dem Sediment von Punkt 08 (Guttenberg) als ökotoxikologisch unbedenklich eingestuft (**Abbildung 46**). Die übrigen Proben liegen weder unterhalb der TEC noch über der PEC.

Während nach dem Müllersystem alle Sedimentproben bezüglich Kupfer als „nicht belastet“ eingestuft werden, so wird nach dem System von MACDONALD et al. nur eine Sedimentprobe als unbedenklich klassifiziert. Die übrigen Proben gelten nicht als unbelastet, aber auch nicht als belastet.

In **Abbildung 47** sind die Konzentrationen von Zink in den Sedimentproben gezeigt. Alle Konzentrationen fallen in die Kategorie 1 des  $I_{\text{geo}}$ -Indexes, „nicht bis mäßig belastet“.

**Abbildung 48** zeigt die Auswertung der Sedimentproben des Neckars mit dem System von MACDONALD et al. Alle Probe fallen in die „Grauzone“ zwischen nicht ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen an Zink und den sich negativ auswirkenden Konzentrationen von Zink im Sediment.

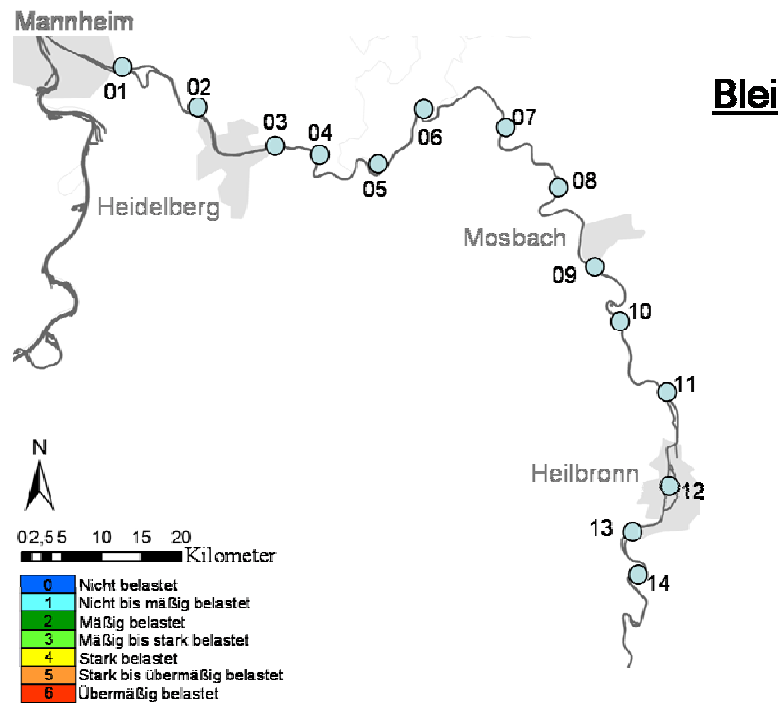


Abbildung 45 Bleikonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

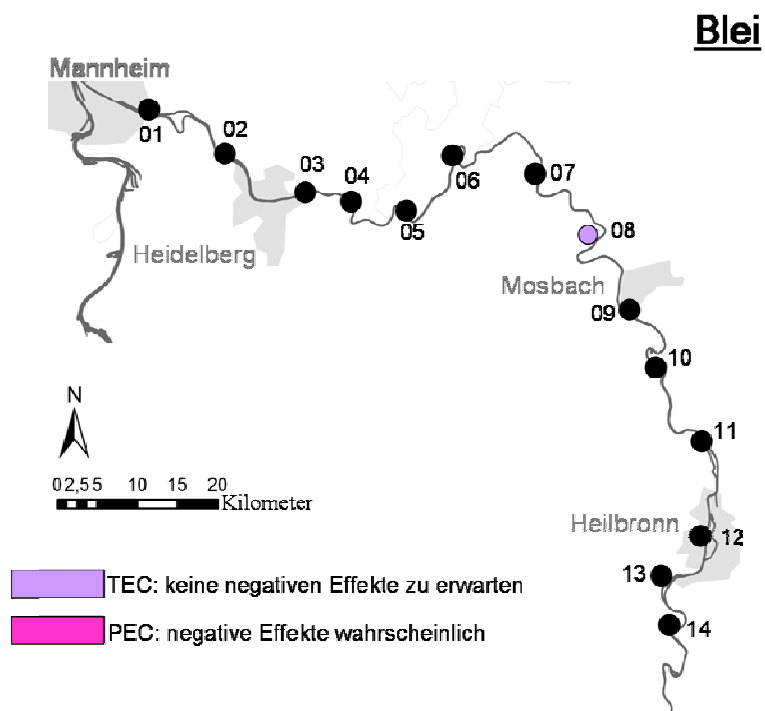


Abbildung 46 Bleikonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al. (2000)

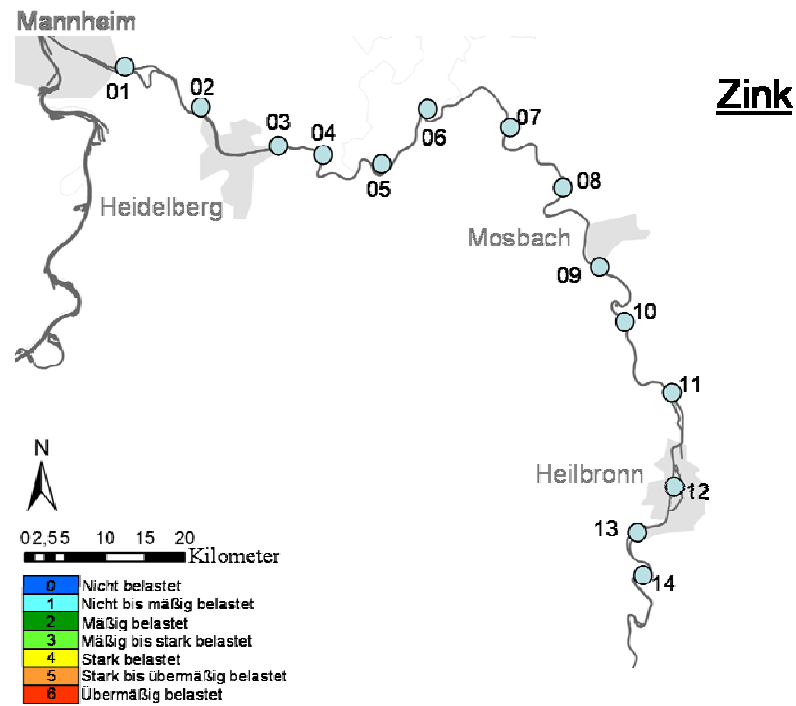


Abbildung 47 Zinkkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem  $I_{geo}$ -System (Müller, 1979)

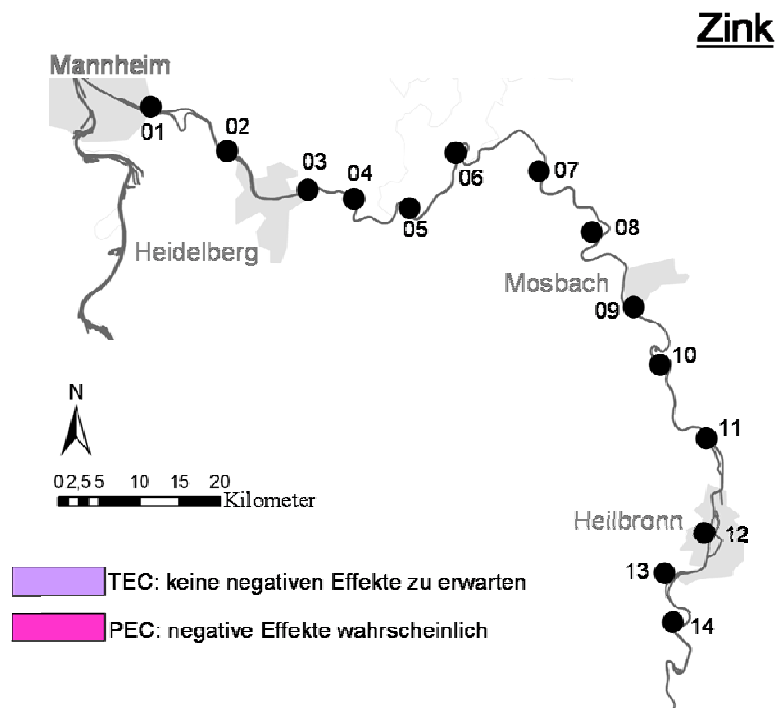


Abbildung 48 Zinkkonzentrationen im Sediment des Neckars bewertet mit dem Consensus-Based-Sediment-Quality-Guideline-System von MACDONALD et al. (2000)

## 6.2 Zeitliche Entwicklung der Schwermetallkonzentrationen im Neckar von 1979 bis 2009

Die Daten der Probenahme von 2009 wurden mit den Daten der Probenahmen von 1979-1998 verglichen. Die statistischen Daten der drei Probenahmen von 1990-2009 sind in **Tabelle 10** wiedergegeben.

Tabelle 10 Statistische Daten zu den Ergebnissen der Probenahmen von 2009, 1998 und 1990

		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
2009 n=14	Minimum	0.749	11.2	34	58.5	30.5	34.7	232
	Maximum	2.5	14.2	68.3	85.5	41	45.1	274
	Mittelwert	0.93	13.0	55.3	69.9	36.8	38	246
	Median	0.78	13.3	59.7	67.8	38.6	37.3	245
	Standardabw.	0.46	1.00	11.6	8.1	3.9	3	12
	Variationskoeffizient	0.50	0.08	0.21	0.12	0.11	0.07	0.05
1998 n=14	Minimum	0.67	11.3	44	68	38	51.0	265
	Maximum	1.7	17.1	77	100	43	69	371
	Mittelwert	1.01	13.4	54.4	84	40.3	55.4	323
	Median	0.95	13.3	51.0	89.5	40.0	56.5	336
	Standardabw.	0.3	1.5	10.6	12.2	1.4	6.1	36
	Variationskoeffizient	0.28	0.11	0.20	0.14	0.04	0.11	0.11
1990 n=14	Minimum	0.810	6	32.0	53	22.2	32.0	166.0
	Maximum	1.49	13.3	156	79	40.5	106	376
	Mittelwert	1.09	8.8	86.4	66.5	31.4	58.3	247
	Median	1.06	8.5	62.0	66.5	31.7	59.0	235
	Standardabw.	2.66	2.70	111	73.6	21.3	64.7	195
	Variationskoeffizient	2.45	0.31	1.28	1.11	0.68	1.11	0.79

Die Variationskoeffizienten sind im Jahr 1990 deutlich größer als in den Jahren 1998 und 2009. Dies kann in der Verbesserten Analysetechnik begründet sein. Bei der Auswertung der Ergebnisse mittels eines t-Tests stellten sich die Veränderungen der Schwermetallgehalte im Sediment des Neckars als nicht signifikant dar.

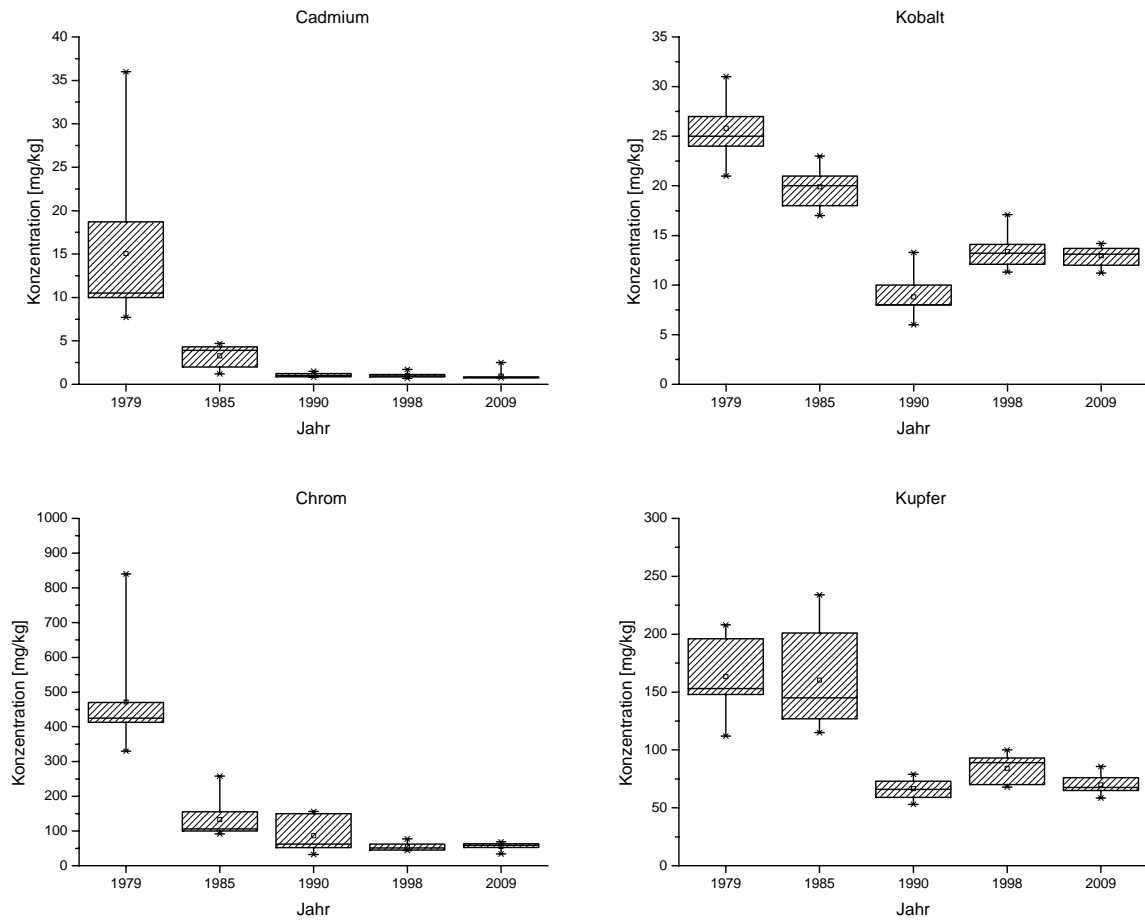


Abbildung 49 Boxplots der Probenahmen von 1979, 1985, 1990, 1998 und 2009 für Cadmium, Kobalt, Chrom und Kupfer

In Abbildung 49 und Abbildung 50 sind die Daten der fünf Probenahmen mit Hilfe von Boxplots ausgewertet. (s. Seite 44)

Im Fall von **Cadmium** ist sehr deutlich zu sehen, dass die Konzentrationen im Sediment 1979 am höchsten Wert haben und bereits 1985 deutlich abgefallen sind. So liegt der Mittelwert 1979 bei 15,0 mg/kg, während er 6 Jahre später nur noch bei 3,27 mg/kg liegt. Bis 2009 reduziert sich der Mittelwert weiter, wenn auch in geringerem Maße auf 0,93 mg/kg. Betrachtet man den Median, so ist der Verlauf ähnlich. Die Reduktion des Medianes verläuft von Anfangs 11,2 mg/kg (1979) über 3,95 mg/kg (1985) bis schließlich 0,78 mg/kg im Jahr 2009. Sehr auffällig ist zu dem, dass die Streuung der Messwerte deutlich abnimmt von 1979 zu 1985. Der Unterschied zwischen maximalem und

minimalem Wert beträgt 1979 etwa 30 mg/kg, in den Folgeprobenahmen liegt der Unterschied bei höchstens 4 mg/kg.

Die Boxplots der Ergebnisse von **Kobalt** zeigen ebenfalls eine Verringerung sowohl des Mittelwertes als auch des Median im Zeitraum von 1979 bis 2009. Jedoch liegt das Minimum dieser beiden Werte nicht wie bei Cadmium im Jahr 2009, sondern in 1990. Im Jahr 1979 lag der Mittelwert bei 25,8 mg/kg, sechs Jahre später bei 19,9 mg/kg und 1990 schließlich bei 8,81 mg/kg. In den beiden darauf folgenden Probenahmen wurden in den Sedimenten mittlere Konzentrationen von 13,4 respektive 13,0 mg/kg gefunden. Im Fall von Kobalt ist der Median mit dem Mittelwert nahezu identisch. Im Gegensatz zu Cadmium verändert sich die Bandbreite der Messwerte kaum, alleine im Jahr 2009 ist sie etwas geringer.

Die Boxplots der Konzentrationen von **Chrom** in den Sedimenten des Neckars zeigen einen ähnlichen Verlauf wie die von Cadmium. 1979 ist die Konzentration im Mittel am höchsten (472 mg/kg), bis 1985 sinkt der Mittelwert deutlich ab auf 133 mg/kg. 1990 liegt der Mittelwert noch bei 86,4 mg/kg. Wie auch bei Cadmium ändern sich die mittleren Konzentrationen in den Folgejahren nur noch gering und schwanken im Bereich von 50-60 mg/kg. Die Streuung der Messwerte ist auch bei Chrom 1979 (550 mg/kg) deutlich höher als in den folgenden Probenahmen (max. 180 mg/kg).

Die Boxplots der **Kupfer**konzentrationen zeigen, dass eine signifikante Änderung der Kupfergehalte in den Sedimenten erst nach 1985 eintrat. 1979 und 1985 liegen die Mittelwerte der Kupferkonzentrationen bei 164 bzw. bei 160 mg/kg. 1990 war der Mittelwert auf 66,4 mg/kg gesunken, um dann 1998 wieder zu steigen (84,1 mg/kg). Bis 2009 sank der Mittelwert jedoch wieder auf den Wert von 69,9 mg/kg und liegt damit im Bereich von 1990. Die Streuung der Messwerte ist bei Kupfer 1985 am größten (ca. 120 mg/kg).



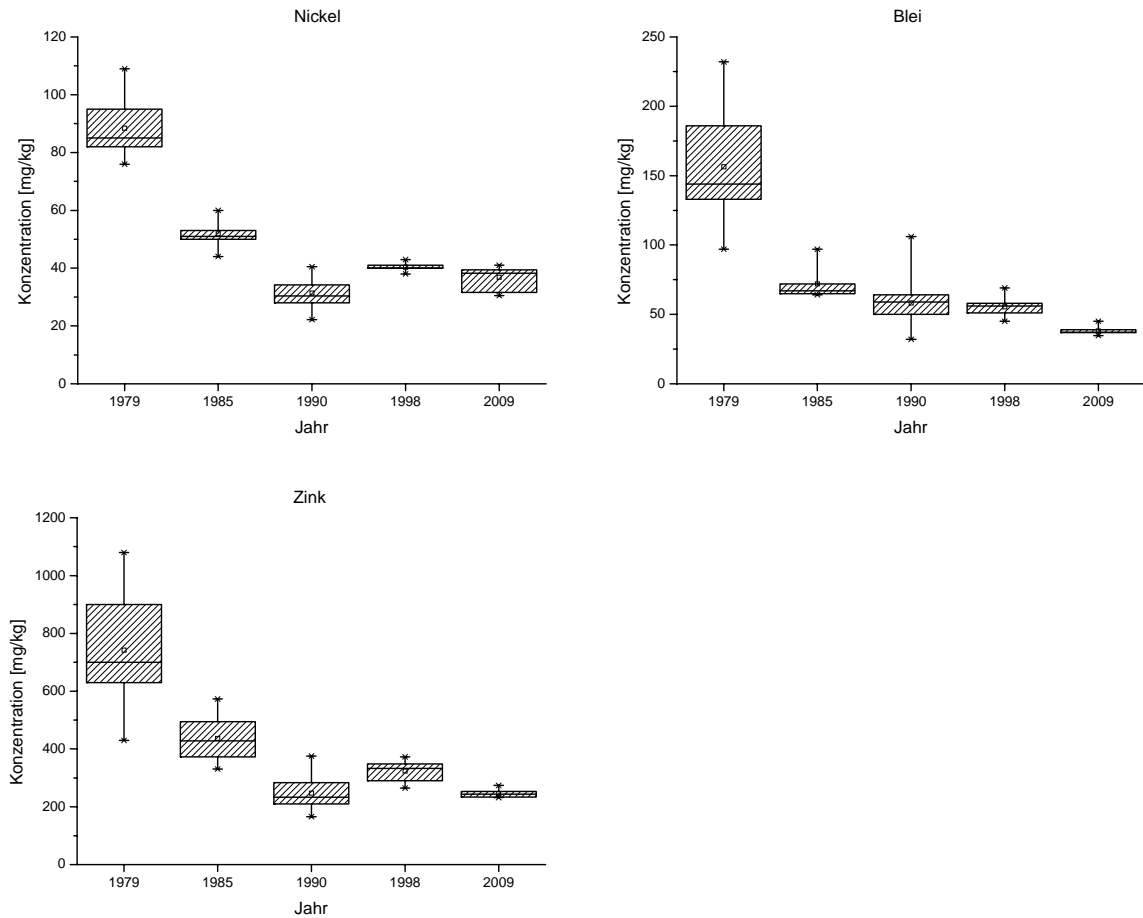


Abbildung 50 Boxplots der Probenahmen von 1979, 1985, 1990, 1998 und 2009 für Nickel, Blei und Zink

Betrachtet man die Boxplots, die sich aus den Konzentrationswerten von **Nickel** ergeben, so zeigt sich auch hier eine deutliche Verringerung der mittleren Konzentrationen von 1979 bis 1985 (von 88,4 mg/kg auf 51,9 mg/kg). Wie bei Kobalt ist auch bei Nickel der mittlere Wert 1990 am geringsten (31,4 mg/kg), 1998 und 2009 liegen die Mittelwerte geringfügig höher zwischen 36 und 40 mg/kg. Die Streuung der Messwerte variiert kaum über den Messzeitraum.

Bei den Boxplots von **Blei** ist der Verlauf dem von Cadmium ähnlich. Die anfänglichen Mittelwerte von 156 und 72,0 mg/kg (1979 und 1985) reduzieren sich im Probenahmezeitraum über 58, mg/kg (1990) und 55,4 mg/kg (1998) auf 38,0 mg/kg im Jahr 2009. Der Unterschied zwischen Maximum und Minimum des Messwerte ist bei Blei 1979 am größten (ca. 150 mg/kg), 1985, 1998 und 2009 liegt dieser Wert bei maximal

50 mg/kg. Auffällig ist, dass die Streuung 1990 mit etwa 70 mg/kg höher liegt als in der zeitlich davorliegenden Probenahme.

Die Boxplots der Konzentrationen von **Zink** zeigen, wie die von Kobalt und Nickel, ein Minimum der Mittelwerte im Jahr 1990. Die mittleren Konzentrationen liegen im Jahr 1979 bei 742 mg/kg, 1985 bei 437 mg/kg und 1990 bei 247 mg/kg. 1998 wurde dann der Mittelwert mit 323 mg/kg bestimmt, dies bedeutet jedoch nur eine geringfügige Erhöhung. 2009 wurde der Mittelwert von 1990 wieder erreicht. Auch bei Zink ist die Streuung der Konzentrationen 1979 am größten (ca. 700 mg/kg), sie reduziert sich in den folgenden Probenahmejahren deutlich auf etwa 200 mg/kg im Jahr 1990 bis hin zu 50 mg/kg im Jahr 2009.

Von den oben gezeigten Probenahmepunkten wurden vier ausgewählt (Feudenheim, Neckargemünd, Neckarzimmern und Lauffen), um beispielhaft die Veränderung der Schwermetallgehalte im Sediment in den letzten drei Jahrzehnten zu diskutieren. Die Ergebnisse der Sedimentuntersuchungen von 1979-2009 an den ausgewählten Punkten sind in **Tabelle 11** wiedergegeben.

Von den hier präsentierten Ergebnissen zeigen die Cadmiumwerte erhöhte Konzentrationen. Die Werte von 1979 sind die höchsten, in 2009 werden die Konzentrationen in die Klassen 1 und 2 (nicht bis mäßig belastet bzw. mäßig belastet) eingeordnet. Die Kobalt- und die Nickelkonzentrationen sind so gering, dass keine der Proben über die Klasse 0 hinaus eingeordnet wird. Die Konzentrationen von Chrom, Kupfer, Blei und Zink sind größtenteils in die Klassen 0, 1 und 2 einzuordnen. Zwei Proben von 1979 zeigen erhöhte Konzentrationen von Blei und Zink (mäßig bis stark belastet). Ebenso fallen die Zinkkonzentrationen von zwei weiteren Proben (Lauffen 1985 und Neckarzimmern 1997) in die Klasse 3.

Tabelle 11 Ergebnisse der Sedimentanalysen (<20µm Fraktion) der Probenahmen von 1979-2009 an ausgewählten Punkten im Vergleich.

Probenahmepunkt	Jahr	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Feudenheim (1)	1979	18,7	26,0	470	198	95,0	195	910
	1985	2,60	17,0	155	127	44,0	65,0	428
	1990	0,81	10,0	52,0	59,0	34,2	67,0	166
	1997	1,12	12,0	49,0	81,0	40,0	58,0	350
	2009	1,00	13,4	64,5	65,0	39,3	37,3	246
Neckargemünd (4)	1979	10,0	26,0	390	148	84,0	133	630
	1985	1,20	21,0	106	126	50,0	67,0	369
	1990	0,84	10,0	62,0	77,0	38,0	50,0	274
	1997	0,75	12,8	45,0	68,0	42,0	45,0	265
	2009	0,80	12,9	59,2	63,2	38,3	37,2	232
Neckarzimmern (9)	1979	10,3	21,0	425	153	85,0	109	550
	1985	3,90	18,0	95,0	146	50,0	68,0	455
	1990	1,10	6,00	48,0	64,0	26,2	45,0	224
	1997	0,97	13,6	53,0	91,0	41,0	57,0	326
	2009	0,75	13,7	60,2	67,5	39,1	36,8	234
Lauffen (14)	1979	-	-	-	-	-	-	-
	1985	4,00	23,0	258	201	60,0	97,0	573
	1990	1,01	10,0	156	66,0	34,0	64,0	233
	1997	1,25	15,1	72,0	99,0	42,0	59,0	333
	2009	0,79	11,2	34,0	80,8	30,5	36,6	253

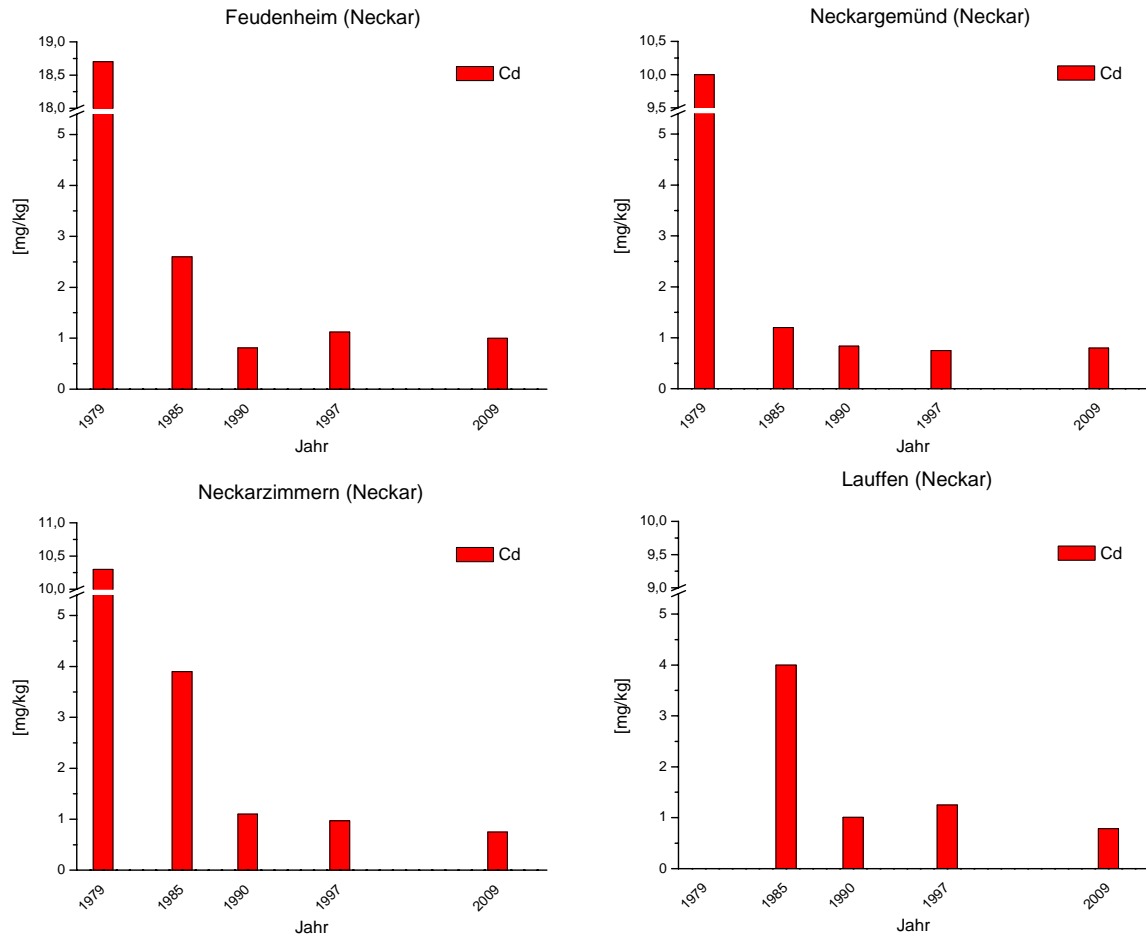


Abbildung 51 Cadmium in den <math><20\mu\text{m}</math> Fraktionen der Sedimente des Neckars (1979-2009)

**Abbildung 51** zeigt die Konzentrationen von Cadmium, die in den <math><20\ \mu\text{m}</math> Fraktionen des Sedimentes der Probenahmepunkte gefunden wurden.

Für Lauffen ist kein Wert für 1979 vorhanden, 1985 wurden im Sediment noch rund 4 mg/kg Cadmium, in den folgenden Messungen wurden noch etwa 1 mg/kg gefunden. Im Jahr 1985 liegt der gemessene Wert noch im Bereich der Klasse 4 (stark belastet), in 1990 und 1997 in Klasse 2 (mäßig belastet) und im Jahr 2009 in Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet).

An den anderen drei Probenahmepunkten ist eine sehr deutliche Reduktion des Cadmiumgehaltes im Sediment festzustellen. Während die Konzentrationen von Cadmium im Sediment 1979 mit „stark bis übermäßig belastet“ und „übermäßig belastet“ (Feudenheim) bezeichnet wurden, sinken die Konzentrationen in den Folgejahren soweit ab, dass die Sedimente ab 1990 nur noch mit „mäßig belastet“ und „nicht bis mäßig

belastet“ klassifiziert werden. Bei allen Proben schwankt ab 1990 der Cadmiumgehalt um 1 mg/kg.

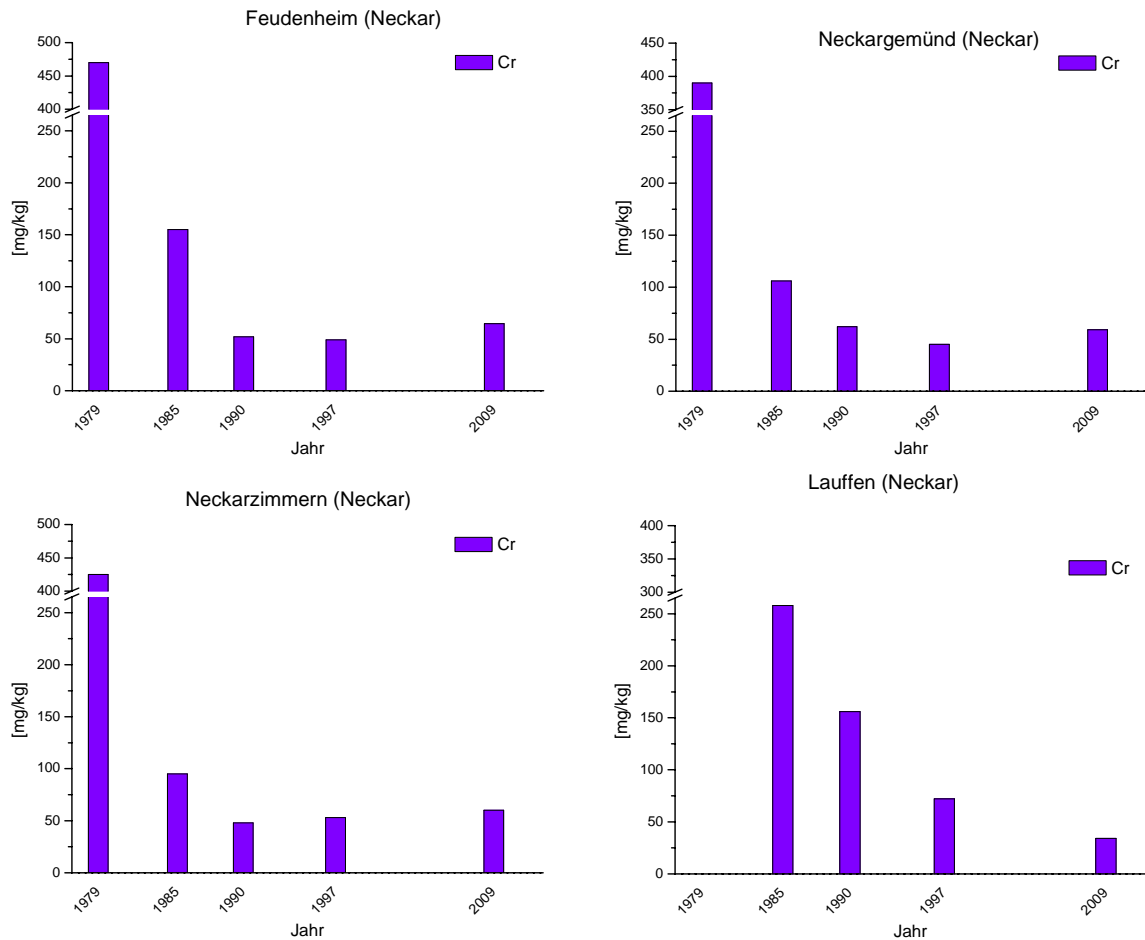


Abbildung 52 Chrom in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente des Neckars (1979-2009)

Auch bei den Chromkonzentrationen im Sediment (**Abbildung 52**) ist ein Trend zu erkennen. Die Konzentrationen sinken von 1979 bis 1985 stark ab. 1979 wurden die Werte als „mäßig belastet“ klassifiziert, 1985 sind nur noch die Werte von Feudenheim und Lauffen geringfügig gegenüber dem Backgroundwert erhöht (unbelastet bis mäßig belastet). Ab 1990 sind die Sedimente unbelastet mit Chrom. Nur in Lauffen treten höhere Konzentrationen auf, im Jahr 1990 wird der Punkt als „unbelastet bis mäßig belastet“ eingestuft.

Da sich die Konzentrationen im Jahr 2009 leicht erhöht haben im Bezug auf 1997 (Ausnahme: Lauffen) scheint es sinnvoll, die Chromkonzentrationen weiterhin regelmäßig zu überprüfen und mögliche Quellen im Unterlauf zu identifizieren.

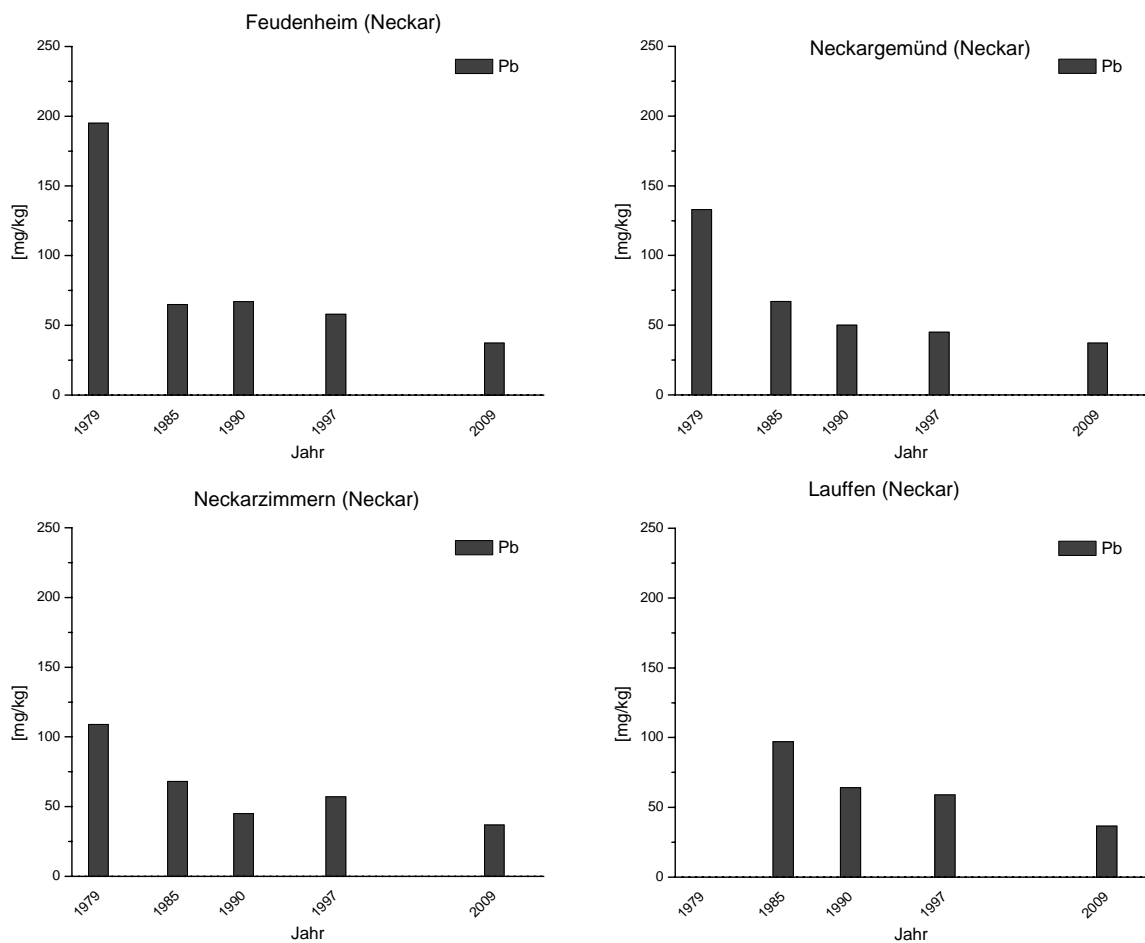


Abbildung 53 Blei in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente des Neckars (1979-2009)

Die Konzentration von Blei in den Sedimenten ist seit 1979 deutlich gesunken (Abbildung 53). 1979 wurden in Neckarzimmern 109 mg/kg gemessen („mäßig belastet“), in Neckargemünd und in Feudenheim erreichten die Konzentrationen die Klasse 3, „mäßig bis stark belastet“. In der darauf folgenden Messkampagne waren die Konzentrationen in Neckargemünd und in Neckarzimmern um die Hälfte gesunken, in Feudenheim machte der gemessene Wert nur etwa ein Drittel des Wertes von 1979 aus. Die in Lauffen 1985 gemessene Konzentration ist geringfügig höher als die der anderen drei Probenahme- punkte, alle vier werden jedoch als „mäßig belastet“ klassifiziert.

In den Jahren 1990-2009 ändern sich die Konzentrationen von Blei im Sediment nur gering, zuletzt wurden sie im Jahr 2009 als „mäßig belastet“ bewertet.

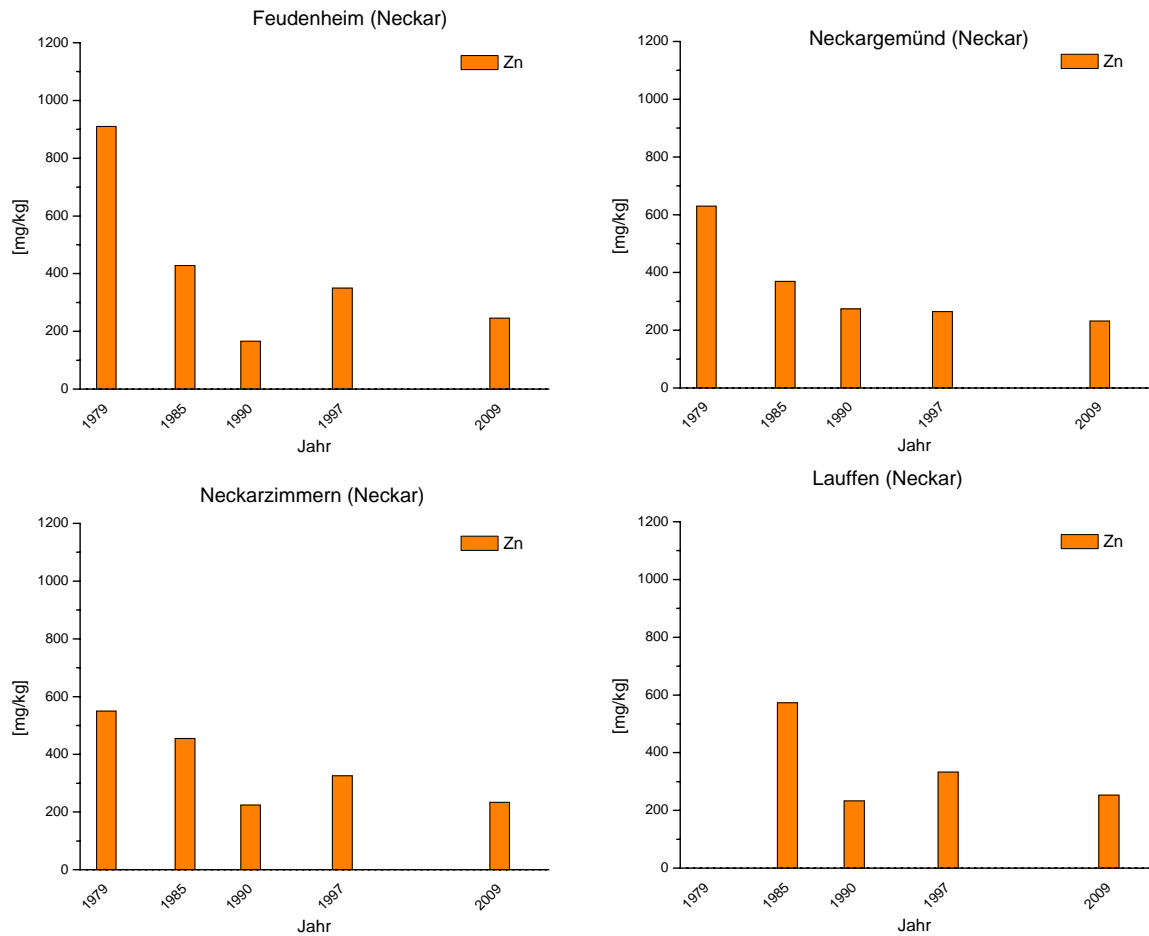


Abbildung 54 Zink in den  $<20\mu\text{m}$  Fraktionen der Sedimente des Neckars (1979-2009)

Die Konzentrationen an Zink im Neckarsediment sind in Abbildung 54 zu sehen. Es zeigen sich Parallelen zu dem Konzentrationsverlauf der Bleikonzentrationen im Sediment. In 1979 ist die Konzentration an Zink im Sediment in Neckarzimmern am geringsten, hier gilt das Sediment als „mäßig belastet“. An den anderen beiden Punkten liegen die Werte höher, sodass die Sedimente als „mäßig bis stark belastet“ klassifiziert werden. 1985 liegt nur der Punkt Lauffen in der Klasse 3, die anderen Punkte in Klasse 2. 1990 werden sämtliche Konzentrationen in Klasse 1, „unbelastet bis mäßig belastet“ eingeordnet. Sieben Jahre später sind die Konzentrationen an Zink in Feudenheim, Neckarzimmern und Lauffen erneut gestiegen und werden als „mäßig belastet“ klassifiziert. 2009 sind die Werte soweit gesunken, dass alle Sedimente als „nicht belastet“ bewertet werden.

Der zeitliche Verlauf der Schwermetalleinträge in das Sediment zeigt sich auch anhand der Sedimentkerne. Am Probenahmepunkt Lauffen wurden zusätzlich zu den Oberflächensedimentproben auch Sedimentkerne entnommen und Porenwasserproben gewonnen. Die Sedimentkerne und Porenwasserproben wurden etwa 500 m flussaufwärts am linken Ufer genommen (s. Anhang). Sedimentkerne wurden im Jahr 2007 und im Jahr 2010 entnommen. Im Jahr 2010 wurde ein Sedimentkern aus dem Hauptarm des Neckars und einer aus einer naturnahen Überschwemmungsaue gewonnen. Die Werte der beiden Kerne unterscheiden sich kaum (s. Anhang). Hier wurden die Wert des Sedimentkerns aus dem Hauptarm (Probenahmepunkt Lauffen) gezeigt. Die Darstellung erfolgt analog den Sedimentkernen der Moskva und Oka, um eine Vergleichbarkeit zu gewährleisten.

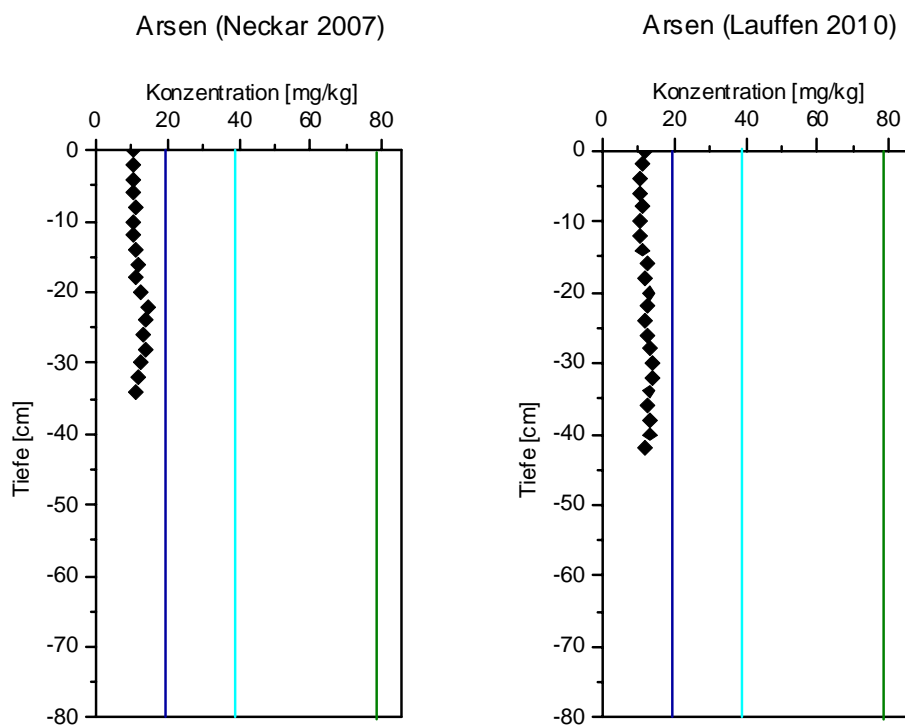


Abbildung 55 Arsen in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<math><20\mu\text{m}</math> Sedimentanteil)

Die Konzentrationen von Arsen in den Feinkornanteilen der Sedimentkerne des Neckars am Probenahmepunkt Lauffen sind in **Abbildung 55** dargestellt.



In 2007 und 2010 sind die gefundenen Konzentrationen über die beprobte Tiefe hin konstant bei etwa 10 mg/kg und liegen damit im Bereich des geogenen Backgrounds.

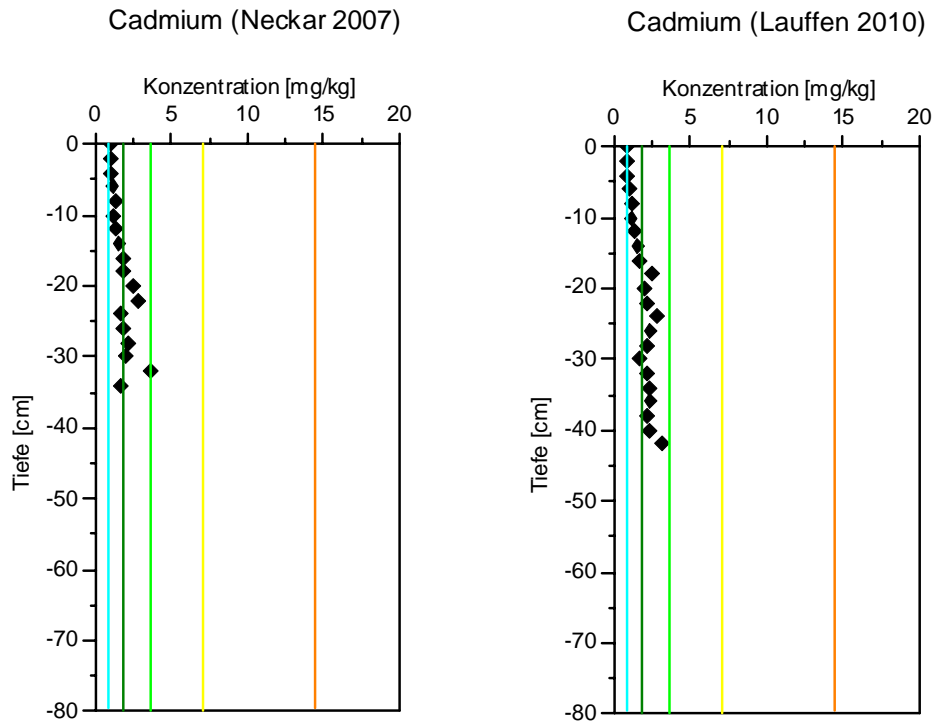


Abbildung 56 Cadmium in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<20 $\mu$ m Sedimentanteil)

In **Abbildung 56** sind die Konzentrationen an Cadmium im Feinkornanteil der Sedimentkerne aus Lauffen gezeigt, die im 2007 und 2010 dort entnommen wurden.

In den oberen Sedimentschichten ist die Belastung mit Cadmium in beiden Kernen gering, die Konzentrationen in den Proben werden in die Klasse 2 (mäßig belastet) eingeordnet. Ab einer Tiefe von ca. 15 cm steigen die Konzentrationen von Cadmium im Sediment an und fallen in Klasse 3 (mäßig bis stark belastet). In beiden Kernen liegen die Konzentrationen in dem Bereichen der Klassen 2 und 3. Eine Probe aus dem Kern von 2007 (32 cm Tiefe) enthält eine Konzentration von Cadmium, welche in Klasse 4 (stark belastet) eingeordnet wird. In dem Kern von 2010 wird keine Probe in diese Klasse eingeordnet.

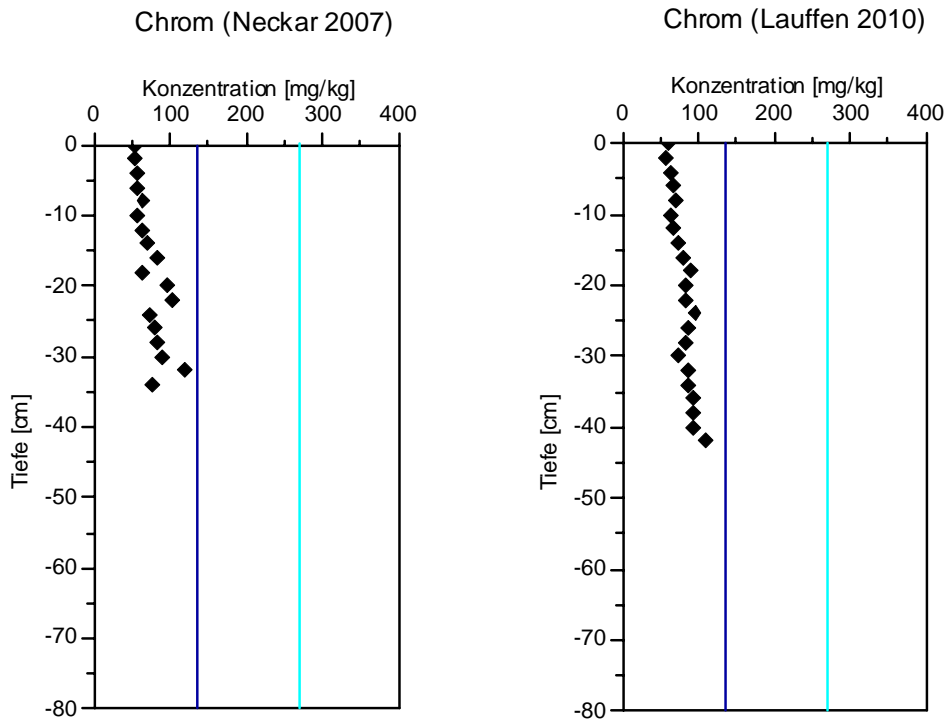


Abbildung 57 Chrom in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<math><20\mu\text{m}</math> Sedimentanteil)

**Abbildung 57** zeigt die Konzentrationen an Chrom in den Sedimentkernen des Neckars bei Lauffen in den Jahren 2007 und 2010.

Der Konzentrationsverlauf von Chrom ist dem von Cadmium recht ähnlich. An der Sediment-Wasser-Grenzfläche liegt die Konzentration in beiden Kernen bei etwa 50 mg/kg. Mit zunehmender Tiefe steigt sie langsam an und erreicht Werte um 100 mg/kg. Alle Proben beider Kerne werden nach dem Geoakkumulationsindex als „nicht belastet“ eingestuft.

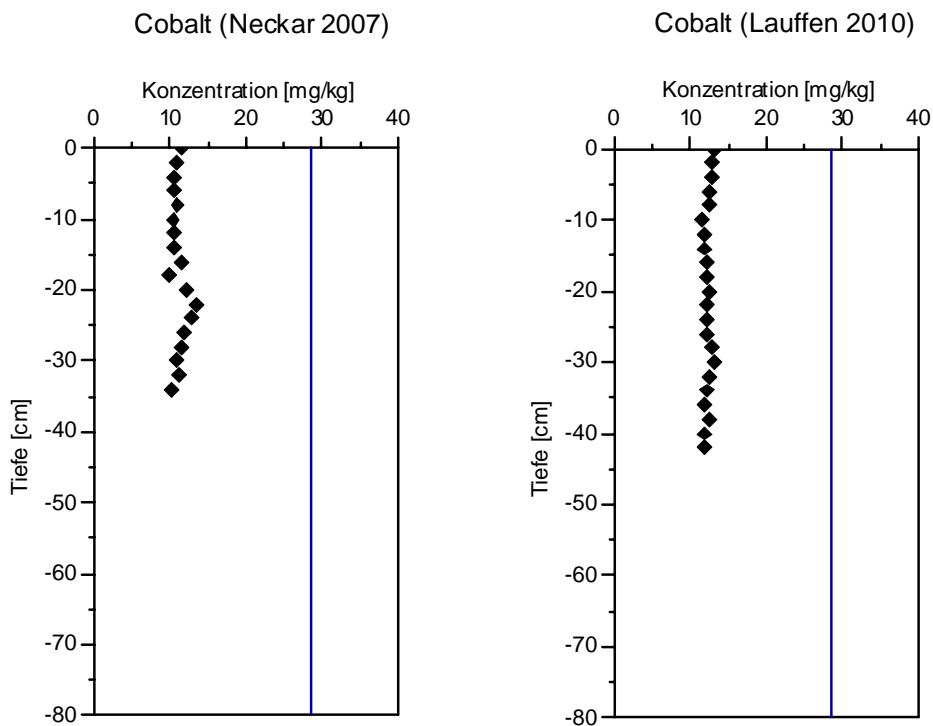


Abbildung 58 Kobalt in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<math><20\mu\text{m}</math> Sedimentanteil)

**Abbildung 58** zeigt die Konzentrationen von Kobalt in den Feinkornanteilen der Sedimentkerne aus Lauffen von 2007 und 2010.

Die Konzentrationen von Kobalt liegen in den Tiefen von 0-16 cm bei etwa 12-14 mg/kg. In 2007 schwanken die Konzentrationen in den Tiefen von 16-22 cm leicht. In 2010 werden ähnliche Konzentrationen an Kobalt in den Sedimenten gefunden. In beiden Jahren werden in keiner Probe Werte gefunden, die den geochemischen Background überstiegen.

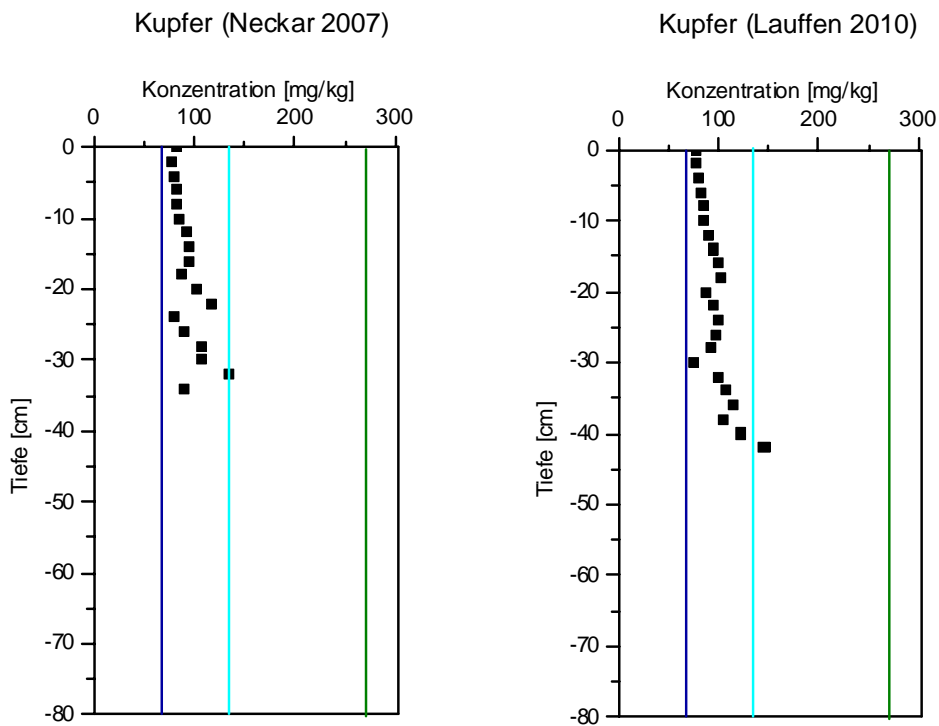


Abbildung 59 Kupfer in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<math><20\mu\text{m}</math> Sedimentanteil)

In **Abbildung 59** werden die Konzentrationen von Kupfer in den Sedimentkernen des Neckars bei Lauffen in 2007 und 2010 dargestellt.

In den oberen 10 cm der Sedimentkerne werden Konzentrationen um 70-80 mg/kg Kupfer gefunden. Mit zunehmender Tiefe steigt die Konzentration an und erreicht in 2007 einen Maximalwert von ca. 130 mg/kg bei einer Tiefe von 32 cm. In 2010 wird der Maximalwert von ca. 150 mg/kg in einer Tiefe von 42 cm erreicht.

In 2007 liegen die Konzentrationen an Kupfer, die in den Proben gefunden wurden in Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet). In 2010 wird eine Konzentration in Klasse 2 (mäßig belastet) eingeordnet, diese Probe liegt in einer Tiefe (42 cm), in die der Sedimentkern aus dem Jahr 2007 nicht reicht.

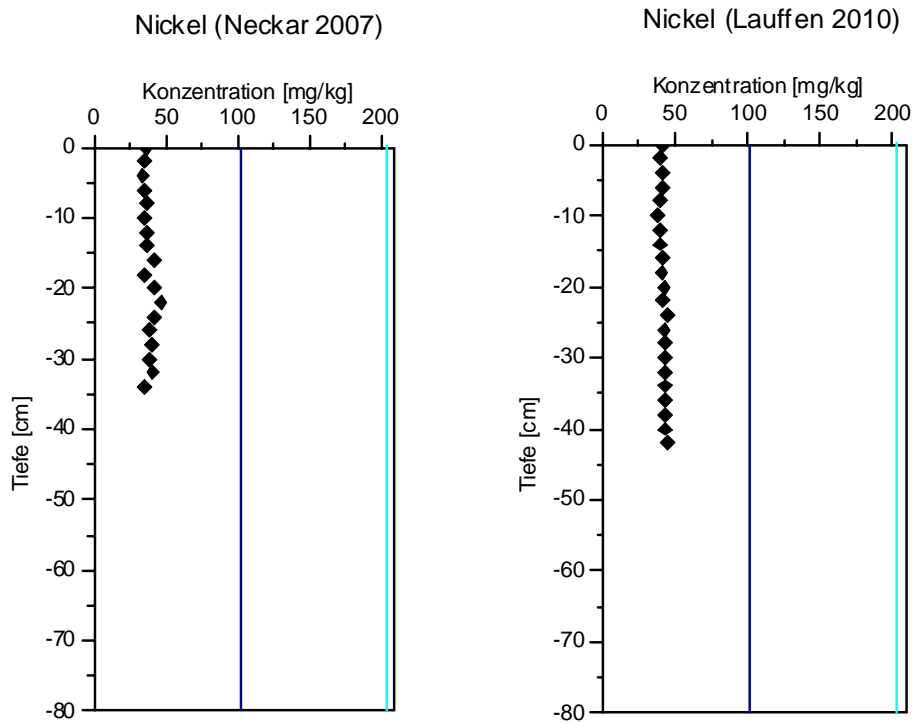


Abbildung 60 Nickel in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<20 $\mu$ m Sedimentanteil)

**Abbildung 60** zeigt die Konzentrationen an Nickel, die in den Sedimentkernen von 2007 und 2010 aus Lauffen gefunden wurden.

Die Konzentrationen von Nickel sind in beiden Sedimentkernen sehr gering. Die Konzentrationen von Nickel in den Sedimentproben liegen zwischen 30 und 50 mg/kg. In beiden Jahren werden sämtliche Proben als nicht belastet eingestuft.

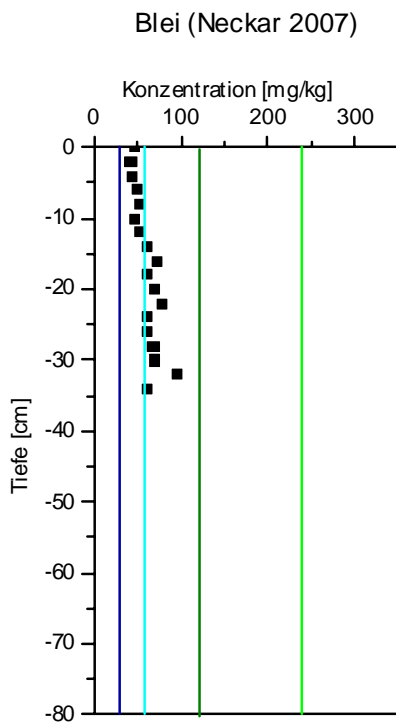


Abbildung 61 Blei in dem Sedimentkern des Neckars in 2007, Probenahmepunkt Lauffen (<20 $\mu$ m Sedimentanteil)

**Abbildung 61** zeigt die Konzentration von Blei in dem Sedimentkern von 2007 aus Lauffen. In 2010 wurden keine Konzentrationen von Blei bestimmt.

In den Sedimentschichten bis 14 cm Tiefe werden Konzentrationen gefunden, die als „nicht bis mäßig belastet“ klassifiziert werden. In den darunter liegenden Sedimentschichten finden sich Konzentrationen, die in die Klasse 2 (mäßig belastet) fallen.

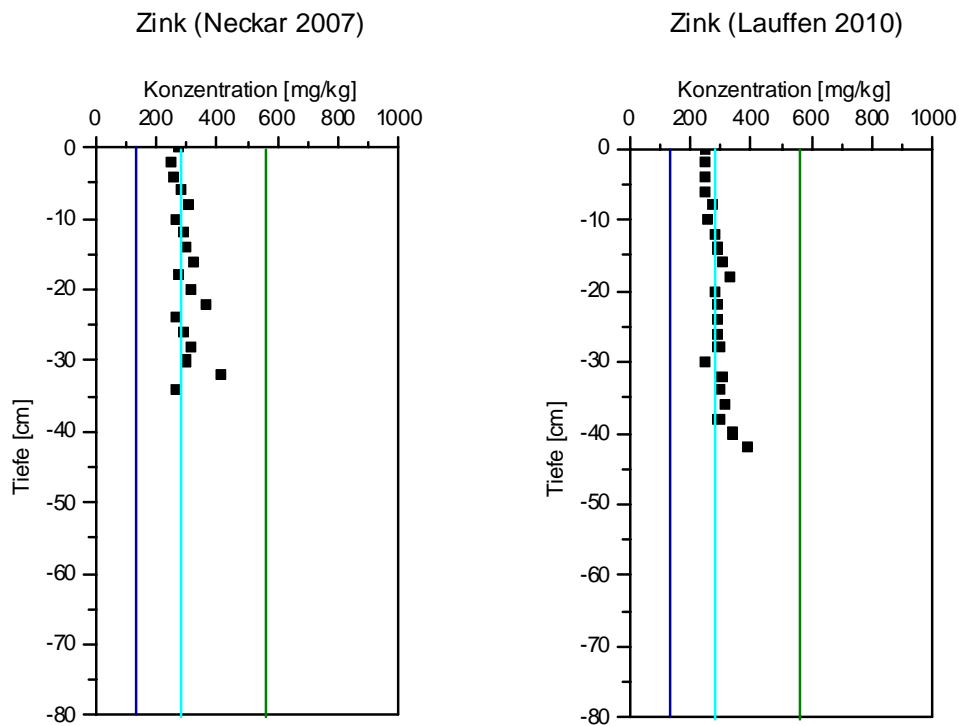


Abbildung 62 Zink in den Sedimentkernen des Neckars in 2007 und 2010 im Vergleich, Probenahmepunkt Lauffen (<20 $\mu$ m Sedimentanteil)

In Abbildung 62 sind die Konzentrationen der Sedimentkerne aus Lauffen (2007 und 2010) dargestellt.

Die Konzentrationen liegen in beiden Kernen an der Grenze zwischen Klasse 1 und 2, sie werden also maximal mit „mäßig belastet“ bewertet. Der Kern von 2010 reicht tiefer als der von 2007, hier zeigt sich ein Anstieg der Zinkkonzentration ab einer Tiefe von 40 cm.

### 6.3 Porenwasseruntersuchungen am Neckar - Probenahmepunkt Lauffen

An den Probenahmepunkten, an denen Sedimentkerne entnommen wurden, wurden auch Porenwasserproben gewonnen. Im Folgenden werden die Ergebnisse dargestellt. Die Messungen der Spurenelemente ergaben Werte, die unter der Bestimmungsgrenze liegen. Daher sind die Konzentrationen der Spurenelemente nicht graphisch wiedergegeben. Die Konzentrationen der Anionen außer Hydrogenphosphat wurden nicht bestimmt.

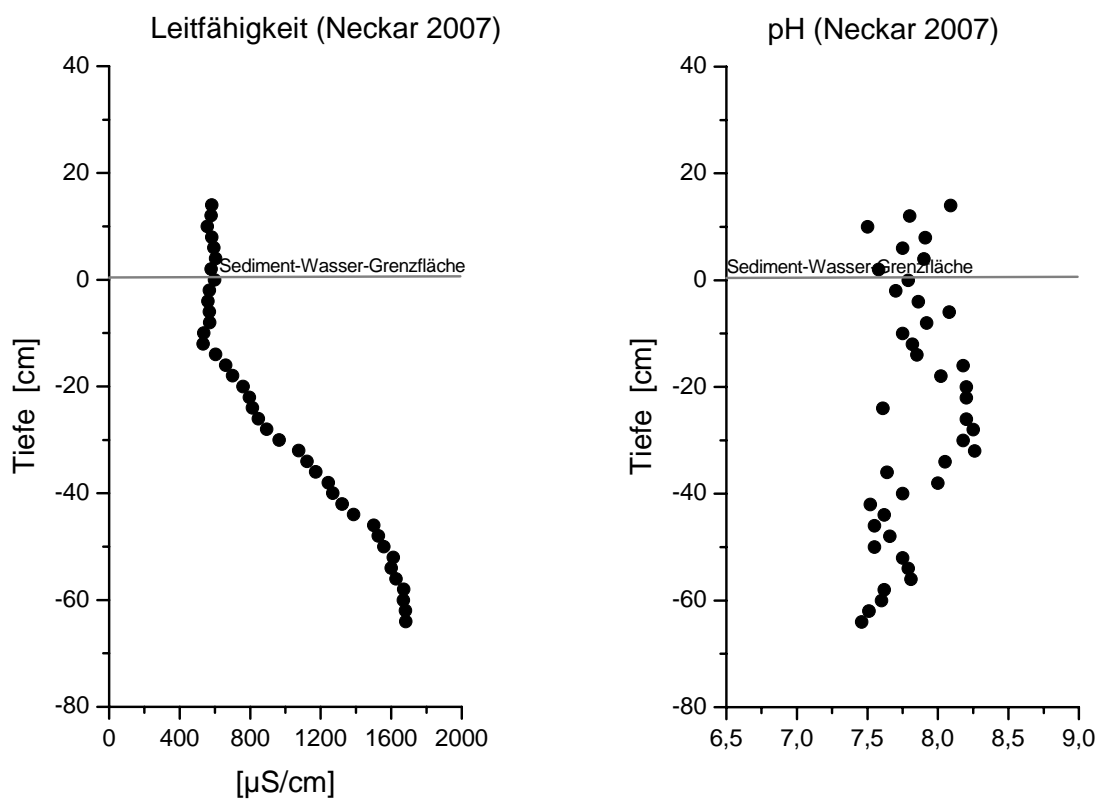


Abbildung 63 Leitfähigkeit und pH-Werte im Porenwasser des Neckars (Probenahmepunkt Lauffen, 2007)

**Abbildung 63** zeigt die Leitfähigkeit und die pH-Werte, die im Porenwasser des Neckars bei Lauffen im Jahr 2007 gemessen wurden.



Die **Leitfähigkeit** bleibt im Freiwasser und bis in eine Sedimenttiefe von 12 cm konstant. Ab einer Tiefe von 14 cm steigt sie gleichmäßig an bis in eine Tiefe von 54 cm. Ab dieser Tiefe verändert sich die Leitfähigkeit nur gering und bleibt im Bereich von 1600  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Die **pH-Werte** der Porenwasserproben schwanken stark im Freiwasser (7,5-8,1). Im Sediment werden die Schwankungen geringer. Ab einer Tiefe von 16 cm liegt der pH-Wert bei 8,2, in diesem Bereich bleibt der Wert bis in eine Tiefe von 30 cm. Ab 30 cm Sedimenttiefe sinkt der pH-Wert in den Porenwasserproben langsam ab und schwankt im Bereich von 7,5-7,7. In 50 cm Tiefe steigt der pH Wert leicht an, in 56 cm Tiefe erreicht er einen Wert von 7,8. In den darunter liegenden Sedimentschichten sinkt der pH Wert auf etwa 7,4.

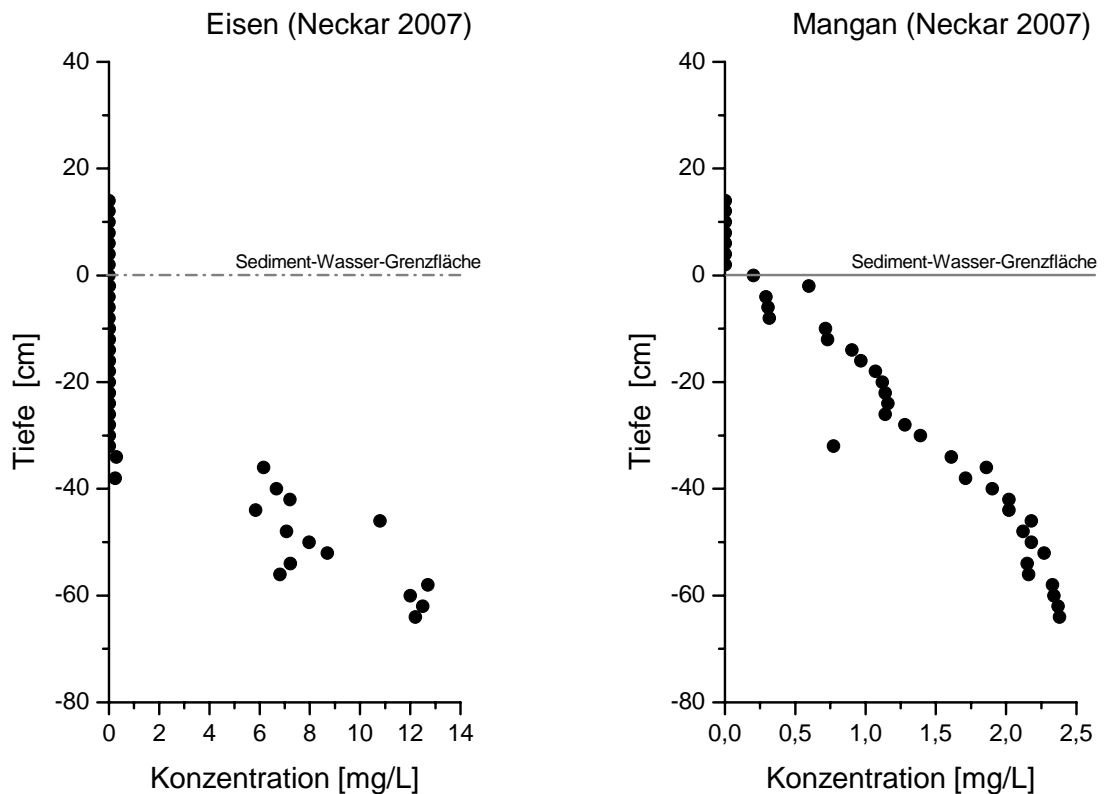


Abbildung 64 Konzentration von Eisen und Mangan im Porenwasser des Neckars (Probenahmepunkt Lauffen, 2007)

**Abbildung 64** zeigt die Konzentrationen von Eisen und Mangan in den Porenwasserproben, die 2007 aus dem Neckar entnommen wurden.

Die Konzentration von **Eisen** liegt im Freiwasser und bis in eine Tiefe von 40 cm im Bereich von 0 mg/L. Ab 42 cm Tiefe steigt die Konzentration von Eisen in den Porenwasserproben auf ca. 6 mg/L Eisen an. Unterhalb dieser Tiefe erhöht sich die Konzentration weiter und erreicht bei einer Tiefe von 66 cm einen Wert von etwa 12 mg/L Eisen.

Die Konzentration von **Mangan** ist in den Freiwasserproben sehr gering. Ab der Sediment-Wasser-Grenze steigt die Konzentration nahezu kontinuierlich an und erreicht in einer Tiefe von 66 cm einen Wert von ca. 2,4 mg/L.

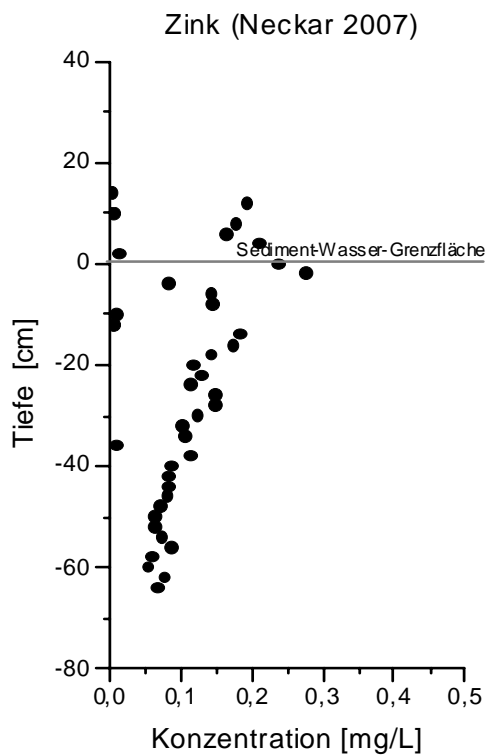


Abbildung 65 Konzentration von Zink im Porenwasser des Neckars (Probenahmepunkt Lauffen, 2007)

**Abbildung 65** zeigt den Verlauf der **Zink**konzentrationen in den Porenwasserproben des Neckars. Im Freiwasser und den oberen Sedimentschichten schwanken die Werte sehr stark zwischen 0 und 0,26 mg/L. Ab einer Tiefe von 14 cm sinkt die Konzentration kontinuierlich von ca. 0,2 mg/L auf 0,05-0,1 mg/L in 66 cm Tiefe ab.

## 6.4 Phosphor in den Sedimenten der Neckarstaustufen 2009

### 6.4.1 Gesamtgehalte

An den Sedimentproben der Staustufen des Neckars von 2009 wurden Untersuchungen bezüglich Phosphor durchgeführt. In **Tabelle 12** sind die Ergebnisse der Aufschlüsse der Feinkornfraktion wiedergegeben. Die Ergebnisse wurden mit dem  $I_{\text{geo}}$ -Index ausgewertet (s. **Tabelle 3**).

Tabelle 12 Konzentrationen von Phosphor in den Feinkornanteilen (<20 $\mu\text{m}$ ) der Sedimente des Neckars (2009), Angabe in mg/g

Probenr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
Ges. P [mg/g]	1,55	1,55	1,50	1,52	1,47	1,56	1,56	1,58	1,55	1,56	1,71	1,67	1,75	1,77

Ausgehend von diesen Ergebnissen wurden folgende statistische Daten erhalten (**Tabelle 13**):

Tabelle 13 Statistische Daten bezüglich des Gesamtphosphorgehaltes der Sedimentproben der Staustufen des Neckars 2009

	Anzahl Proben n	Minimum [mg/g]	Maxium [mg/g]	Mittelwert [mg/g]	Median [mg/g]	Standardabw. [%]
Neckar Staustufen 2009	14	1,47	1,77	1,59	1,56	0,0935

### 6.4.2 Ergebnisse der P-Extraktionen an den Sedimentproben des Neckars 2009

Die Ergebnisse der Extraktionen werden in **Tabelle 14** gezeigt. Zusätzlich zu den prozentualen Anteilen der einzelnen Extraktionsgruppen ist auch der Gesamtgehalt an Phosphat im Sediment angegeben.

Tabelle 14 Ergebnisse der P-Extraktionen aus den Sedimenten der Staustufen des Neckars  
2009, Angabe in mg/g Trockenmasse des Gesamtsediments

Probenahmepunkt	NH <sub>4</sub> Cl	BD	NaOH	HCl	Refraktär	Gesamtgehalt
Feudenheim	0,011	0,014	0,130	0,149	1,16	1,465
Schwabenheim	0,009	0,011	0,104	0,181	0,62	0,929
Heidelberg	0,009	0,012	0,094	0,177	0,73	1,020
Neckargemünd	0,008	0,010	0,120	0,151	0,99	1,275
Neckarsteinach	0,008	0,010	0,095	0,172	0,60	0,889
Hirschhorn	0,008	0,010	0,103	0,197	0,37	0,692
Rockenau	0,010	0,012	0,124	0,137	1,12	1,399
Guttenbach	0,009	0,009	0,148	0,121	1,21	1,494
Neckarzimmern	0,007	0,007	0,136	0,085	1,21	1,444
Gundelsheim	0,009	0,010	0,171	0,163	1,11	1,464
Kochendorf	0,010	0,065	0,066	0,072	1,22	1,430
Heilbronn	0,006	0,068	0,069	0,029	1,25	1,423
Horkheim	0,011	0,074	0,116	0,108	1,30	1,609
Lauffen	0,004	0,072	0,072	0,060	1,34	1,543

Der Gesamtgehalt an Phosphor liegt in diesen Proben zwischen 0,692 mg/g und 1,61 mg/g.

Die Ergebnisse der P-Extraktionen sind in **Abbildung 66** und **Abbildung 67** graphisch dargestellt.

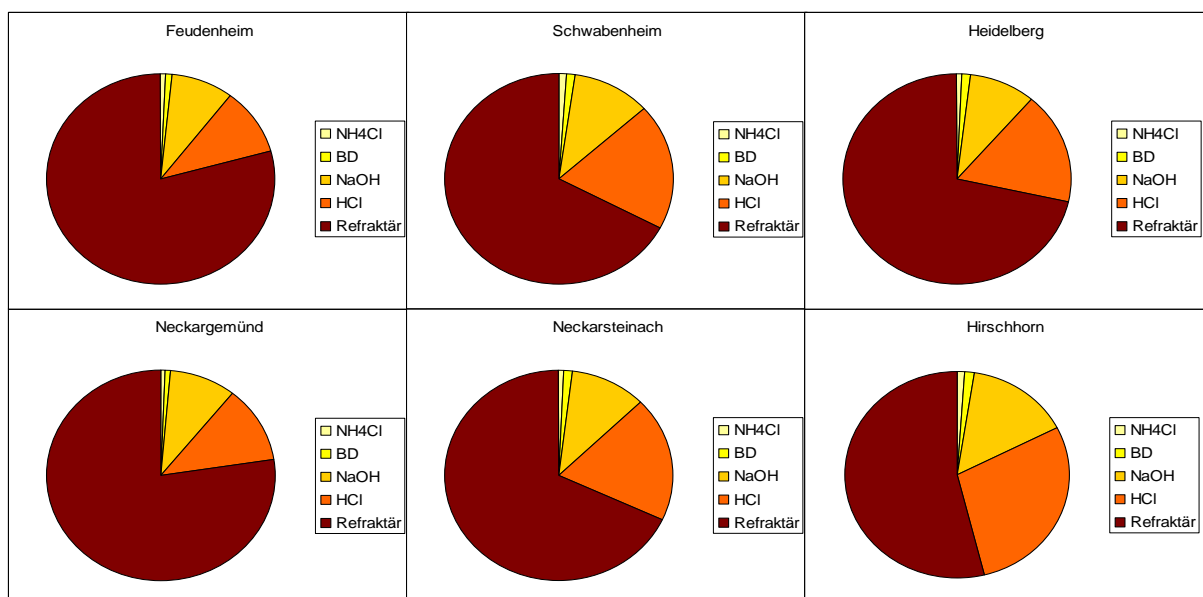


Abbildung 66 Ergebnisse der P-Extraktionen der Sedimentproben der Neckarstaustufen  
2009 (Feudenheim-Hirschhorn)

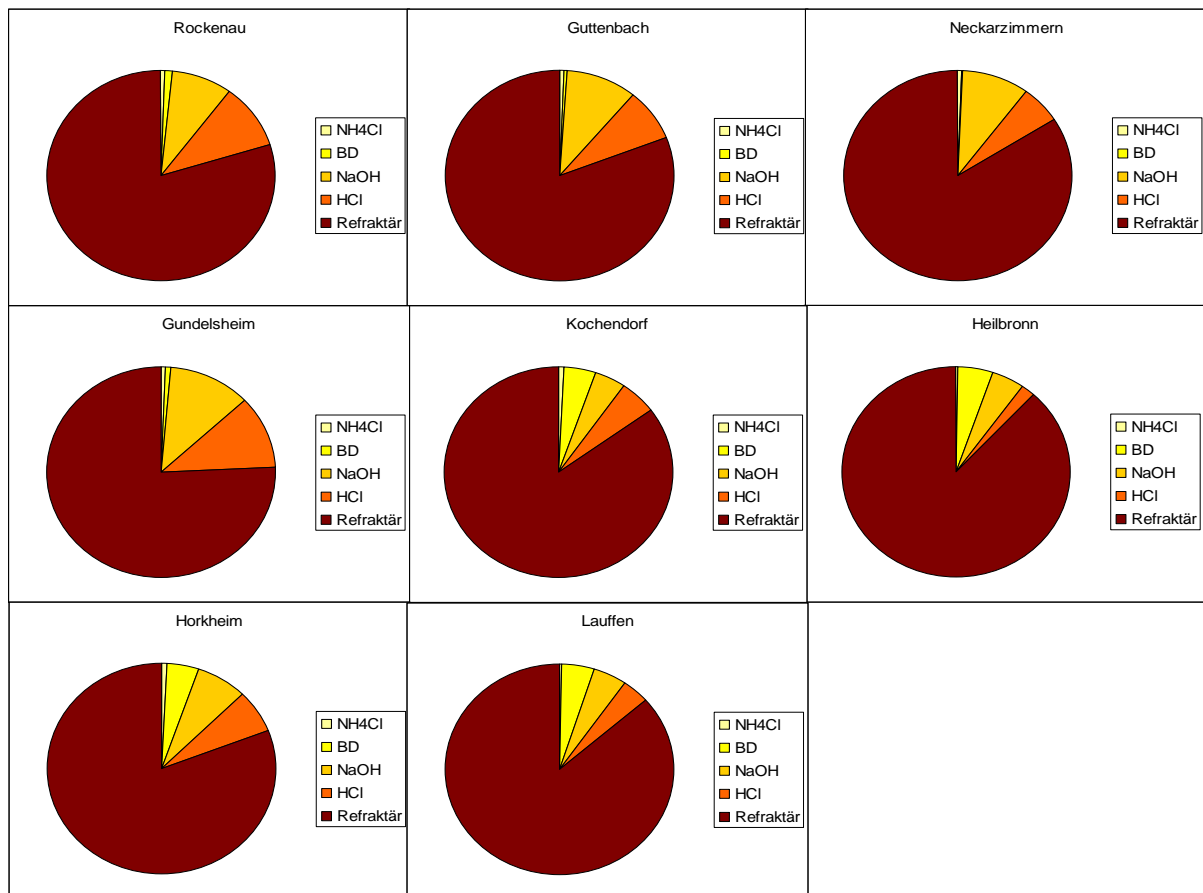


Abbildung 67 Ergebnisse der P-Extraktionen der Sedimentproben der Neckarstaustrufen 2009 (Rockenau-Lauffen)

Auffällig ist der große Anteil an refraktärem Phosphor, dieser liegt zwischen 54% und 87,9%. Der zweitgrößte Anteil entfällt auf die HCl-Gruppe. Der Anteil der NaOH-Gruppe liegt zwischen 4,62% und 14,9%. Der Anteil des unter reduzierenden Bedingungen löslichen Phosphors liegt zwischen 0,46% und 4,8%. Der Anteil des direkt verfügbaren Phosphors ist in allen Proben der kleinste, er liegt zwischen 0,27% und 1,13%. Besonders deutlich wird, dass zwischen Kochendorf und Gundelsheim eine Veränderung passiert, die Anteile der BD-Fraktion liegen von Lauffen bis Kochendorf bei mindestens 4,5%, nach Kochendorf sinken sie deutlich ab und erreichen noch maximal 1,5%. Dies mag dem Umstand geschuldet sein, dass zwischen Kochendorf und Gundelsheim mit der Kocher und der Jagst die zwei längsten Nebenflüsse in den Neckar fließen. Die zusätzlichen Wassermassen und das darin enthaltene suspendierte Material können diese Veränderung begründen.

## 7. Diskussion

### 7.1 Ergebnisse aus Russland und Deutschland im Vergleich

Im Jahr 1993 wurden die ersten Untersuchungen der Sedimente der Flüsse Moskva und Oka auf Schwermetalle im Rahmen des *Oka-Elbe-Projektes* durchgeführt. Dabei wurden keine erhöhten Konzentrationen von Kobalt und Nickel in den Sedimenten in der Region Moskau festgestellt. Die Konzentrationen von Chrom, Kupfer, Blei und Zink waren leicht erhöht, sie lagen in etwa 40% über dem geochemischen Background. Eine mäßige bis starke Belastung wurde flußabwärts von Moskau festgestellt. Die Sedimente waren am stärksten von Cadmium belastet. Die Konzentrationen erreichten mehr als das 32fache des natürlichen Hintergrunds.

Vier Jahre später wurden im Rahmen des zweiten Teils des *Oka-Elbe-Projektes* erneut Untersuchungen an der Moskva und der Oka durchgeführt. Die Konzentrationen von Cadmium, Chrom, Kupfer und Blei waren geringer als 1993, dadurch wurde im Allgemeinen eine  $I_{\text{geo}}$ -Klasse niedriger erreicht. Einzelne Punkte zeigten eine Erhöhung der Konzentrationen, so zum Beispiel der Punkt 41 (in dieser Arbeit Punkt 22). Die Konzentrationen von Zink waren 1997 an vielen Punkten höher als vier Jahre zuvor. Auch in der Oka wurden höhere Zinkwerte als 1993 gefunden. Dies wurde auf die nicht gesetzlich geregelte Anwendung von Mineraldüngern zurückgeführt. Diese können durch Zink verunreinigt sein (MINEEV 1990). Die Mittelwerte der Konzentrationen in dem Probenahmegebiet sanken von 1993 bis 1997 um 15% (Blei) bis 40% (Cadmium). Der Mittelwert der Zinkkonzentrationen blieb gleich.

Bei den Untersuchungen, die im Rahmen dieser Arbeit durchgeführt wurden, zeigte sich, dass generell die Konzentrationen der Schwermetalle in den Sedimenten seit 1997 weiter gesunken sind. Die Konzentrationen von Nickel und Kobalt im Sediment sind um 15% respektive 10% gesunken. Die Konzentration von Zink verringerte sich im Mittel um ein Fünftel. Die Gehalte von Chrom und Kupfer veränderten sich im Durchschnitt kaum. Die Mittelwerte von Cadmium und Blei in den Sedimenten sind seit 1997 gestiegen, diese Steigerung lässt sich jedoch auf die starke Belastung am Punkt 53 zurückführen.

In der Oka vor dem Zufluss der Moskva (Punkt 39) sind die Veränderungen sehr gering. Schon 1997 wurden die Konzentrationen der meisten Schwermetalle als „unbelastet“

eingestuft. Nur die Konzentrationen von Cadmium, Blei und Zink lagen nicht im Bereich des geochemischen Backgrounds. In 2007 liegen die Konzentrationen aller Schwermetalle außer Cadmium im Bereich des Backgrounds. Die Cadmiumkonzentrationen haben sich um 30% verringert. Damit fällt die Konzentration von Cadmium nicht mehr in die Klasse 2 (mäßig belastet) sondern in die Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet).

An Punkt 53 wurde 2007 bei fast allen Metallen (außer Kobalt) eine Erhöhung der Konzentration im Sediment festgestellt. Die Erhöhung der Konzentrationen von Cadmium, Kupfer und Blei war dabei besonders deutlich. Die Kupferkonzentrationen bewegten sich 1997 im Bereich des geochemischen Backgrounds, 2007 wurde das Sediment in der Klasse 3 (mäßig bis stark belastet) bezüglich Kupfer eingeordnet. Die Cadmiumkonzentrationen des Sedimentes an Punkt 53 wurden 1997 als „mäßig bis stark belastet“ bewertet. Durch die Verzehnfachung der Konzentration ist die  $I_{\text{geo}}$ -Klasse im Jahr 2007 die Klasse 6 (übermäßig belastet) hochgestuft worden. Die Veränderung des Bleigehaltes ist ähnlich stark. Wurde 1997 das Sediment des Punktes 53 als „mäßig bis stark belastet“ (Klasse 3) bewertet, so wurde 2007 ebenfalls Klasse 6 erreicht.

Es zeigte sich, dass die Belastungen mit Schwermetallen in der Moskva sehr lokal auftreten. 1997 wurde an Punkt 54 eine solche punktförmige Belastung gefunden. In 2007 wurden an den Punkten 22 und 53 deutlich erhöhte Konzentrationen an Schwermetallen gefunden. Diese Punkte wurden 2009 und 2010 erneut beprobt. Dabei zeigten sich vor allem an Punkt 53 deutliche Schwankungen in den Schwermetallgehalten (s. Anhang). Diese starken Unterschiede in den Konzentrationen erklären sich eventuell durch die Art der Verschmutzung. An diesem Probenahmepunkt wurden unter anderem Autobauteile, Reifen, Ölkannister, Flaschen und Elektronikbauteile gefunden (**Abbildung 68**).



Abbildung 68 Verschmutzung am Probenahmepunkt 53 (Moskva) während der Probenahme 2009

Die Sedimentkerne der Moskva und Oka können als ungefähres Abbild der vergangenen Schwermetallbelastungen dieser Flüsse dienen. In der Oka liegen in dem hier untersuchten Sedimentkern, der bis in eine Tiefe von 40 cm reicht, keine Belastungen vor. Der Sedimentkern der Moskva weist auf deutlich höhere Schwermetalleinträge in der Vergangenheit hin. So zeigen sich in den Sedimentproben ab einer Tiefe von 30 cm deutlich erhöhte Konzentrationen von Cadmium, Chrom, Kupfer, Blei und Zink. Zu beachten ist jedoch, dass die hohen Konzentrationen in den tieferen Sedimentschichten aus einer Umlagerung im Rahmen der Frühdiagenese stammen können. Um den Einfluss der Frühdiagenese untersuchen zu können, wären weitere Untersuchungen am Porenwasser nötig. In Russland stand die dafür nötige Ausrüstung (z. B. Inertgas) nicht zur Verfügung, daher konnten diese nicht durchgeführt werden.

Zusammenfassend lässt sich die Oka als ein Fluss beschreiben, in dem keine signifikanten Konzentrationen an Schwermetallen im Sediment vorliegen. Auch in dem aus der Oka entnommenen Sedimentkern zeigten sich keine Belastungen. In den Sedimenten der Oka wurden vor dem Zusammenfluss mit der Moskva keine erhöhten Konzentrationen an Phosphor gefunden. Flussabwärts des Zuflusses der Moskva zeigen sich geringfügig



erhöhte Werte von Phosphor im Sediment. Der Zustand der Sedimente der Oka ist als sehr gut zu bewerten.

In der Moskva traten keine flächendeckenden Belastungen auf, an einzelnen Punkten wurden sehr hohe Konzentrationen von Cadmium, Blei und Zink gefunden. Diese Belastungen stammten aus Punktquellen, wie zum Beispiel illegaler Müllentsorgung im und am Fluss. In dem Sedimentkern der Moskva zeigten sich in Tiefen um 30 cm zum Teil deutlich erhöhte Werte an Cadmium, Chrom und Blei. Diese Belastungen sind jedoch so tief im Sediment vorhanden, dass sie, sollte das Sediment nicht umgelagert werden, keinen Einfluss auf die Flusswasserqualität haben dürften. Die Sedimente der Moskva enthalten geringfügig erhöhte Konzentrationen an Phosphor. Insgesamt ist der Zustand der Sedimente der Moskva als gut zu bewerten.

Bei den ersten Untersuchungen, die im Jahr 1972 am Neckar durchgeführt wurden, wurde festgestellt, dass der Neckar der am stärksten mit Cadmium, Chrom und Nickel belastete Fluss Deutschlands war. Die extremen Konzentrationen an Cadmium wurden ebenfalls in Fischen nachgewiesen. Letztere waren so hoch belastet, dass sie nicht für den menschlichen Verzehr geeignet waren. Nahrungsmittel, die auf mit Schlamm aus dem Neckar gedüngten Flächen gewachsen waren, wiesen ebenfalls zu hohe Cadmiumwerte auf, um für den menschlichen Konsum geeignet zu sein (MÜLLER 1991).

Die Untersuchung von 1979 ergab eine deutliche Verringerung fast aller Schwermetallgehalte in den Sedimenten des Neckars. Die stärkste Verringerung wurde bei Cadmium festgestellt, die Konzentrationen von 1979 machten nur rund ein Drittel derjenigen von 1972 aus. Bis 1985 reduzierten sich die Schwermetallgehalte im Neckar weiter. Die Konzentration von Cadmium betrug im Mittel nur 6% des 1972 ermittelten Wertes. Auch die Konzentrationen von Blei und Chrom waren deutlich zurückgegangen. Die Untersuchung der Neckarsedimente von 1990 erbrachte, dass sich die Konzentrationen der Schwermetalle im Vergleich zu der Untersuchung von 1985 kaum geändert hatten. Die Konzentration von Blei war geringfügig angestiegen. Dies wurde auf den Umstand zurückgeführt, dass der Eintrag von Schwermetallen nun hauptsächlich aus diffusen Quellen stammte. Diese sind schwer zu identifizieren und zu eliminieren (MÜLLER et al. 1993).

Im Rahmen der Diplomarbeit von B. Pilz wurde 1998 erneut eine Untersuchung der Neckarsedimente (unterhalb der Staustufe Lauffen) durchgeführt. Die Konzentrationen der meisten Schwermetalle waren im Vergleich zu 1990 wenig verändert, die Konzentrationen von Blei, Cadmium und Chrom leicht gesunken. Die Konzentrationen von Kupfer und Zink stiegen von 1990 bis 1998 leicht an.

Die Ergebnisse, die im Rahmen dieser Arbeit gewonnen wurden zeichnen ein positives Bild von der Sedimentgüte des Neckars. Von 1998 bis 2007 haben sich die Konzentrationen von Cadmium, Kupfer, Nickel, Blei und Zink im Mittel verringert. Die Konzentrationen von Chrom und Kobalt blieben im Mittel gleich. Generell ist anzumerken, dass die Veränderungen der Konzentrationen in den Sedimenten in so geringen Maßen erfolgen, dass sie durch natürliche Veränderungen im Sediment oder durch Ungenauigkeiten in der Probenahme und in den Analyseprozessen begründet sein könnten.

Das Oberflächensediment weist 2009 keine Belastungen mit Schwermetallen auf. In 2 Sedimentproben (Schwabenheim und Horkheim) wurden geringfügig erhöhte Werte von Cadmium festgestellt. Diese fallen in die  $I_{geo}$ -Klasse 2 (mäßig belastet). Die „Altlasten“ in den Sedimenten sind in den Sedimentkernen aus Lauffen erst in Tiefen um 30 cm (Kern 2007) und 40 cm (Kern 2010) zu finden. In diesen Tiefen wurde erhöhte Werte von Kupfer und Cadmium sowie Blei festgestellt. Die Konzentrationen von Kobalt, Chrom, Nickel und Arsen blieben in der gesamten Tiefe der Sedimentkerne in beiden Jahren unter dem 1,5fachen des geogenen Backgrounds.

Festzustellen ist, dass es keine signifikanten Neueinträge gibt und in tieferen Sedimentschichten vorliegendes belastetes Material keinen Einfluss nimmt auf die Oberflächensedimente. Da eventuell vorhandenes, kontaminiertes Material nicht in Kontakt mit dem Flusswasserkörper tritt, ist eine Remobilisierung der im Sediment gebundenen Schadstoffe unwahrscheinlich.

Die systematische Aufreinigung der Abwässer auf kommunaler und industrieller Ebene sowie ein generell verantwortungsvoller Umgang mit dem Neckar haben in den vergangenen vier Jahrzehnten eindrucksvoll Wirkung gezeigt. Es wurde bewiesen, dass ein entschlossenes Vorgehen in relativ kurzer Zeit gute Ergebnisse bringen kann. Um diese Fortschritte und das Greifen der Schutzmaßnahmen zu dokumentieren, ist jedoch eine regelmäßige Untersuchung der Sedimente und des Wasserkörpers durchzuführen.

Der Unterschied zwischen dem Neckar auf deutscher Seite und der Moskva und Oka auf russischer Seite ist sehr deutlich. Der Gehalt an Schwermetallen ist in Deutschland seit Beginn der regelmäßigen Untersuchungen 1972 kontinuierlich zurückgegangen. Es gibt keine gravierenden Neuanstiege der Schwermetallkonzentrationen im Sediment. Die systematischen Maßnahmen gegen die Verschmutzung (zum Beispiel Klärung der eingeleiteten Abwässer) haben schnell und nachhaltig Wirkung gezeigt. Die Grenzwerte zur Einleitung von Schwermetallen sind in Deutschland in der Abwasserverordnung geregelt. Im Allgemeinen dürfen Abwässer nur in Oberflächengewässer eingeleitet werden, wenn sie nach dem „Stand der Technik“ behandelt wurden. Für industrielle Einleiter wurden diese Grenzwerte genau festgelegt. So darf ein Einleiter der chemischen Industrie die Werte von 0,05 mg/L Cadmium, Chrom, Nickel und Blei in einer Zwei-Stunden-Mischprobe nicht überschreiten. Für Kupfer gilt ein Richtwert von 0,1 mg/L, für Zink 0,2 mg/L. Analoge Vorschriften gibt es auch in Russland, jedoch aufgrund der Verfügbarkeit derselben ausschließlich in russischer Sprache können sie an dieser Stelle nicht zum Vergleich herangezogen werden.

In Russland ist ein allgemeiner Trend zu einer Verringerung der Konzentrationen von Schwermetallen und Arsen im Sediment zu sehen. Es gibt jedoch Ausnahmen, an lokal eng begrenzten Bereichen treten sehr hohe Belastungen auf.

Eine derartige lokale Belastung liegt an Punkt 53 vor. Die Sedimente flussaufwärts und flussabwärts von Punkt 53 waren kaum belastet, während am Punkt 53 zum Beispiel Blei und Cadmium in sehr großen Konzentrationen vorlagen. Der Rückgang der generellen Belastung und ein deutlicher Anstieg von lokal eng begrenzten Verschmutzungen weisen auf eine Änderung der Eintragswege der Schwermetalle hin. Die an Punkt 53 befindliche illegale Müllkippe zeigt eine neue Problematik auf: die unsachgemäße Entsorgung von Abfällen.

Diese Unterschiede in der Entwicklung der Belastung der Flüsse in Russland und dem Neckar können mit den unterschiedlichen politischen Systemen und der Ungleichheit des durchschnittlichen Wohlstandsniveaus in Russland und Deutschland zu erklären sein.

Das politische System in Westdeutschland ist seit dem 2. Weltkrieg stabil. In Russland wurde mit dem Ende der Sowjetunion ein neues politisches System eingeführt. Zu Zeiten der Sowjetunion waren viele Betriebe in staatlicher Hand. Im Großraum Moskau gab es

viel Industrie, die Wasser aus der Moskva bezog und Abwasser hineinleitete (persönl. Mitteilung N. Kolomitsev, 2009). Nach dem Zusammenbruch der UdSSR wurden viele Fabriken geschlossen. Es wurde weniger mit Schwermetallen belastetes Abwasser in die Moskva eingeleitet, die Belastung der Moskva und Oka sank. Dieser Zusammenhang wurde auch in der Elbe nach dem Ende der DDR festgestellt (HEINIGER et al. 2003).

Der Umweltzustand ist ein Faktor der Einfluss auf die Lebensqualität hat. Der Stellenwert, der diesem Faktor zugestanden wird, ist jedoch von Land zu Land sehr unterschiedlich. In den westeuropäischen Ländern wird dem Umweltzustand eine deutlich höhere Wichtigkeit zugeschrieben als in den postkommunistischen Ländern. Dabei spielt das individuelle Wohlstandsniveau eine wichtige Rolle. Durch den Mangel an materiellen Gütern wird wirtschaftlichen Faktoren ein höherer Stellenwert zugeordnet (DITTMANN 2006). Die „Luxusgutthese“ oder auch „Wohlstands/Postmaterialismusthese“ besagt, dass ab einem gewissen individuellen Wohlstandsgrad das Verlangen nach weiteren wirtschaftlichen Verbesserungen in den Hintergrund tritt und unter anderem die Sorge um die Umwelt und auch das Verantwortungsbewusstsein wichtiger werden (BAUMOL & OATES 1979).

Der Wohlstand in Russland ist seit dem Zerfall der Sowjetunion gestiegen. Es gibt jedoch ein sehr starkes soziales Gefälle. Viele Einwohner Russlands verfügen über ein sehr geringes Einkommen. Zu Zeiten der Sowjetunion waren materielle Güter rar und Vorhandenes wurde, wenn nicht mehr für den ursprünglichen Zweck benötigt, einer weiteren Verwendung zugeführt. Nach dem Zusammenbruch der Sowjetunion wurde die Versorgungslage der russischen Bevölkerung stetig besser. Das verbesserte Angebot an Konsumgütern führte zu einem Anstieg an „Wegwerfbarem“. Haushaltsmüll und umweltschädliche Abfälle, wie zum Beispiel Öldosen oder Batterien, gelangen in die Umwelt. Von diesen illegalen Müllkippen geht ein nicht unerhebliches Gefährdungspotential für die Gewässer aus. Diese Punktquellen sind meist räumlich begrenzt und daher schwer zu erfassen.

## 7.2 Sedimentgüte der Moskva, Oka und des Neckars im globalen Vergleich

Im Internationalen Vergleich sind die Konzentrationen der Schwermetalle und Arsen in den Sedimenten der Moskva, Oka und des Neckars gering.

**Tabelle 15** bietet einen Überblick über eine Auswahl von Veröffentlichungen, die sich mit der Sedimentgüte von Flüssen beschäftigen. Eine Übersicht über die hier vorgestellten Flüsse findet sich im Anhang. Es wurden aktuelle Untersuchungen ausgewählt, die verschiedene Regionen der Erde abdecken. Die vorgestellten Flüsse variieren in Länge und antropogenem Einfluss.

Die Belastung der Flüsse durch Schwermetallen ist sehr unterschiedlich. Die Gehalte an Arsen, Chrom, Kobalt und Nickel in den Sedimenten ist in allen hier vorgestellten Untersuchungen so gering, dass die Klasse 1 „nicht bis mäßig belastet“ des  $I_{geo}$ -Systems nicht überschritten wird. Die Gehalte der Sedimente an Kupfer erreichen maximal die Klasse 2 „mäßig belastet“. Die Bleikonzentrationen gehen bis in Klasse 3 „mäßig bis stark belastet“, die Konzentrationen von Zink bis in Klasse 4 „stark belastet“. Die höchsten Anreicherungen finden sich bei Cadmium, dessen Konzentrationen erreichen die Klasse 5 (stark bis übermäßig belastet).

Die höchsten Konzentrationen von Arsen finden sich im Ngaga River in Nigeria (AKAN et al. 2010) und im Haraz River im Iran (NASRABADI et al. 2010). Obwohl sie mit dem Igeo-System als nicht ökotoxikologisch relevant eingestuft werden, liegen diese Konzentrationen oberhalb der PEC des Systems von MACDONALD et al. (2000).

In dieser Übersicht ist Cadmium das Element, das am häufigsten in erhöhten Konzentrationen im Sediment zu finden ist. Die Anreicherungen gegenüber dem geogenen Background liegen bei einem Faktor von bis zu 84. Die höchste Cadmiumkonzentration findet sich im Ngada River. Dort wurden im Mittel 25,2 mg/kg Cadmium im Sediment gefunden. Diese Konzentration entspricht der Klasse 5 (stark bis übermäßig belastet) des  $I_{geo}$ -Systems. Ebenfalls deutlich erhöhte Konzentrationen von Cadmium im Sediment wurden im Blackstone River in den USA (OZIDILEK et al. 2007), der Save in Serbien (VUKOVIC et al. 2011) und in der mittleren Elbe (HEINIGER et al. 2003) sowie der weissen Elster (ZERLING et al. 2006) gefunden.

Tabelle 15 Vergleich der Konzentrationen an Schwermetallen in den Sedimenten des Neckars und der Moskva/Oka mit anderen Flüssen (Mittelwerte\*, [mg/kg])

	Jahr der Probenahme	As	Cd	Cr	Co	Cu	Ni	Pb	Zn	
<b>Background</b>		<b>13</b>	<b>0,3</b>	<b>90</b>	<b>19</b>	<b>45</b>	<b>68</b>	<b>20</b>	<b>95</b>	Turekian & Wedepohl 1961
Blackstone River, USA	2001	-	5,63	21,2	-	110	-	116	47,8	Ozidilek et al. 2007
Ngada River, Nigeria	2009	33,2	25,2	69,3	36,2	48,3	52,2	81,8	185	Akan et al. 2010
Sambesi, Sambia	2008	3	0,04 7	7	0,9	6	13	1	6	Ikenaka et al. 2010
Yangste River, China	2005	15,4	0,98	108	-	61,4	41,6	49,2	230	Wang et al. 2010
Haraz River, Iran	2007	33,6	3,45	28,1	9,55	32,1	43,6	26,4	73,8	Nasrabadi et al. 2010
Esino River, Italien	2008	-	-	10,1	-	14	17,6	2,36	23,2	Ruello et al. 2011
Second Songhua River, China	2005	-	-	49,4	9,97	23,6	18,8	23,8	90,3	Lin et al. 2007
Gomti River, Indien	1994-1998	-	-	20,9	-	43,5	23,5	32,9	63,7	Singh et al. 2005
Ganga River, Indien	1993-1995	-	-	240	19,9	157	84,8	73,7	308	Singh et al. 2002
Sava River, Serbien	2009	-	4,6	-	-	41,7	-	18,2	52,7	Vukovic et al. 2011
Wolga, Russland	2001	14	0,66	71	-	44	52	24	165	Müller et al. 2007
Rhein, Deutschland	1995	16	0,53	67	-	56	45	41	171	Müller et al. 2007
mittlere Elbe, Deutschland	2001	-	8,7	96,3	-	121	53	128	1300	Heiniger et al. 2003
Weisse Elster, Deutschland	1998-2002	-	6,9	186	43	144	114	146	1434	Zerling et al. 2006
<b>Neckar, Deutschland</b>	<b>2009</b>	-	<b>0,93</b>	<b>55,3</b>	<b>13,0</b>	<b>69,9</b>	<b>36,8</b>	<b>38,0</b>	<b>245</b>	
<b>Moskva/Oka, Russland</b>	<b>2007</b>	-	<b>1,83</b>	<b>87,5</b>	<b>15,3</b>	<b>79,9</b>	<b>43,8</b>	<b>104</b>	<b>261</b>	

\*Die hier angegebenen Werte sind Mittelwerte aus den in den Veröffentlichungen angegebenen Werten.

In diesen Flüssen liegt die Konzentration von Cadmium in der Klasse 4 „stark belastet“. Bei der Bewertung der Weissen Elster und der Elbe ist zu bedenken, dass die hier angegebenen Daten aus Probenahmen stammen, die vor rund zehn Jahren stattfanden. Die aktuelle Sedimentgüte wird sich aufgrund fehlender Einleiter inzwischen verändert haben. Die Cadmiumkonzentrationen in den Sedimenten des Neckars sind mit 0,93 mg/kg im Mittel um etwa den Faktor 3 gegenüber dem geochemischen Background erhöht. Die Sedimente der Moskva und Oka zeigen gemittelt ungefähr um den Faktor 6 erhöhte Cadmiumgehalte. Nach MACDONALD et al. liegen die Konzentrationen von Cadmium in den Sedimenten des Blackstone Rivers und des Ngada Rivers sowie die Werte der mittleren Elbe und der weissen Elster über PEC. Die Konzentration von Cadmium in der Save liegen jedoch darunter, obwohl sie ebenso wie die Werte aus der Weissen Elster und dem Blackstone River in die Klasse 4 eingeordnet wurden.

Die Konzentrationen an Chrom sind in den Sedimenten der hier diskutierten Flüssen gering. Die höchsten Werte finden sich im Ganges in Indien und in der Weissen Elster. Obwohl diese Werte in Klasse 1 „nicht bis mäßig belastet“ eingeordnet werden, liegen sie bereits über der PEC. Die Konzentrationen von Chrom liegen mit 55,3 mg/kg im Neckar und mit 87,5 mg/kg in der Moskva/Oka unterhalb des geochemischen Backgrounds.

Kobalt ist in den Sedimenten der Flüsse nur geringfügig angereichert. Der höchste Wert (43 mg/kg) von Kobalt wird in der Weissen Elster erreicht. Im Ngada River finden sich ebenfalls Konzentrationen an Kobalt, die gegenüber dem geochemischen Background leicht erhöht sind. Im Neckar sowie in der Moskva und Oka sind die Kobaltkonzentrationen im Sediment niedriger als der geochemische Hintergrund.

Die Konzentrationen von Kupfer in den Sedimenten sind in allen hier vorgestellten Flüssen gering. Im Ganges und in der Weissen Elster wurden Konzentrationen gefunden, die in Klasse 2 „mäßig belastet“ fallen. Ausschließlich die Konzentration von Kupfer in den Sedimenten des Ganges wird von MACDONALD et al. als ökotoxikologisch relevant (>PEC) eingeschätzt. Die Konzentrationen von Kupfer im Neckar liegen, ebenso wie die Konzentrationen der Moskva und Oka, über den Werten der Flüsse, die in den neueren Studien untersucht wurden (nach 2005). Der Neckar und die Moskva und Oka werden in Klasse 1 eingestuft, die Sedimente des Ngada Rivers, des Sambesi, des Jangste, des Haraz

Rivers, des Esino Rivers, des Second Songhua Rivers und der Save werden hingegen mit „unbelastet“ (Klasse 0) bewertet.

Die Nickelkonzentrationen in den Sedimenten sind in allen hier vorgestellten Flüssen sehr gering. Ausschließlich in der Weissen Elster werden die Nickelgehalte mit der Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet) bewertet. Die Sedimente der übrigen Flüsse werden als „nicht belastet“ eingestuft. Die Bewertung mit dem System von MACDONALD et al. zeigt ein anderes Bild. So werden die Konzentrationen von Nickel in den Sedimenten des Ngada Rivers, des Ganges und der mittleren Elbe sowie der Weissen Elster als ökotoxikologisch relevant ( $>$  PEC) eingestuft. Im Fall von Nickel zeigen sich die Unterschiede in den beiden Bewertungssystem besonders deutlich.

Die Belastung der Sedimente mit Blei ist bei den hier vorgestellten Flüssen sehr unterschiedlich. So wurden in den Sedimenten der mittleren Elbe und der Weissen Elster im Mittel Bleikonzentrationen gefunden, die in die Klasse 3 (mäßig bis stark belastet) einzuordnen sind. Die Sedimente des Blackstone Rivers, des Ngada Rivers, des Ganges und der Moskva werden mit der Klasse 2 (mäßig belastet) bewertet. Der Jangste, der Gomti River in Indien, der Rhein und der Neckar werden als „nicht bis mäßig belastet“ eingestuft. Die übrigen Flüsse sind nicht mit Blei belastet. Ausschließlich die Sedimente der mittleren Elbe und der Weissen Elster überschreiten die PEC. Betrachtet man die neueren Studien (nach 2005), so fällt auf, dass die Moskva- und Okasedimente die höchste Konzentration an Blei beeinhalteten.

Zink zeigt sich in diesem Vergleich in zwei Flüssen besonders stark gegenüber dem geochemischen Background angereichert. In der mittleren Elbe und in der Weissen Elster finden sich Zinkkonzentrationen von 1300 bzw 1430 mg/kg. Diese werden nach dem  $I_{geo}$ -System in Klasse 4 (stark belastet) eingeordnet. In den neueren Studien, deren Probenahme nach 2005 stattfand, finden sich keine Konzentrationen von Zink im Sediment, die über die Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet) hinausgehen. In den neueren Studien finden sich die höchsten Zinkwerte in den Sedimenten des Neckars sowie der Moskva und Oka.

Im Vergleich mit den hier ausgewählten Flüssen zeigt sich, dass die Gehalte an Schwermetallen, die sich in den Sedimenten der Moskva und Oka sowie im Neckar finden lassen, keine herausragende Position innehaben. Die Konzentrationen der meisten Schwermetalle (außer Kobalt) in den Sedimenten der mittleren Elbe und der Weissen



Elster sind deutlich höher. Bei diesem Vergleich ist jedoch zu berücksichtigen, dass die Probenahme bereits vor zehn Jahren stattfand. Die Sedimentgüte der Elbe und der Weissen Elster kann sich inzwischen deutlich verändert haben. Betrachtet man daher die Sedimentgüte der Moskva und Oka sowie des Neckars ausschließlich im Vergleich mit den Studien, deren Probenahmen erst ab 2005 stattfanden, so zeigt sich, dass die Schwermetallgehalte in den Sedimenten der drei Flüsse im „Mittelfeld“ oder im oberen Drittel liegen. Bei den Cadmiumwerten liegen die Moskva, die Oka und der Neckar im hinteren „Mittelfeld“.

## 8. Zusammenfassung und Ausblick

Im Rahmen dieser Arbeit wurden am Neckar, an der Moskva und an der Oka Sedimentuntersuchungen durchgeführt. Durch den Vergleich mit Daten aus früheren Untersuchungen konnte ein umfassendes Bild des Ist-Zustandes und der Veränderungen der Schwermetallkonzentrationen in den letzten Jahrzehnten erstellt werden.

Zu Beginn der Untersuchungen im Jahr 1993 an der Moskva und der Oka in Russland wurden Belastungen der Sedimente mit Chrom, Kupfer, Blei und Zink gefunden. Vor allem die Konzentrationen an Cadmium waren deutlich höher als der geogene Background. Bei den folgenden Untersuchungen wurden bereits geringere Konzentrationen aller Schwermetalle bis auf Zink gefunden. Die Konzentrationen von Zink waren an einigen Punkten gestiegen.

In den Sedimentproben der Moskva und Oka von 2007 wurden an einigen Punkten deutlich erhöhte Konzentrationen an Cadmium, Blei und Zink gefunden. Die Konzentrationen von Cadmium lagen zwischen 0,70 und 22,2 mg/kg, die von Kobalt zwischen 10,1 und 26,6 mg/kg. Die Chromkonzentrationen lagen zwischen 45,4 und 382 mg/kg. Die Kupferkonzentrationen lagen im Bereich von 25,9 bis 382 mg/kg. Die minimale Konzentration von Nickel war 25,0 mg/kg, die maximale Konzentration 67,0 mg/kg. Die Bleikonzentrationen lagen im Bereich zwischen 13,1 und 3400 mg/kg. Zink wurde in Konzentrationen von 86,2 bis 1150 mg/kg gefunden. Die Konzentrationen von Kobalt und Nickel in den Sedimentproben wurden als „nicht belastet“ und „nicht bis mäßig belastet“ klassifiziert. Die Sedimentproben wurden bezüglich Chrom und Kupfer in die Klassen 0 (nicht belastet) bis 2 (mäßig belastet) eingestuft. Die Bleikonzentrationen fallen in die Klasse 1 (nicht bis mäßig belastet) bis 3 (mäßig bis stark belastet). Die Konzentrationen von Zink wurden als „mäßig belastet“ und „mäßig bis stark belastet“ bewertet. Die niedrigsten Konzentrationen von Cadmium in den Sedimentproben fallen in Klasse 2, die höchsten in die Klasse 6 (übermäßig belastet). Die Konzentrationen an Phosphor im Sediment sind in der Moskva und in der Oka nach dem Zufluss der Moskva geringfügig erhöht. Sie liegen in Klasse 2-3. In der Oka liegen die Phosphorkonzentrationen im Bereich der Klasse 1.

Im Vergleich zu den vorhergehenden Untersuchungen sind die Konzentrationen im Sediment im Durchschnitt gesunken. An einzelnen Punkten lagen sehr starke Belastungen vor. Diese Belastungen wurden im Rahmen dieser Arbeit wiederholt beprobt und die

hohen Werte bestätigt. Es fiel eine deutliche Inhomogenität in der Verschmutzung auf. An dem besonders belasteten Punkt 53 wurde eine illegale Müllkippe gefunden.

Der Neckar galt 1972 als der am stärksten mit Cadmium, Chrom und Nickel belastete Fluss Deutschlands. Durch umfangreiche Gegenmaßnahmen, wie etwa den Bau kommunaler und industrieller Kläranlagen, wurde in kurzer Zeit eine deutliche Reduktion des Schwermetalleintrages in den Neckar erreicht. Dadurch verringerte sich die Konzentration der Schwermetalle im Sediment.

In den 2009 aus dem Neckar entnommenen Sedimentproben wurden keine auffälligen Belastungen mit Schwermetallen gefunden. Die Konzentrationen von Cadmium lagen zwischen 0,75 und 2,51 mg/kg, die von Kobalt zwischen 11,2 und 14,0 mg/kg. Die Chromkonzentrationen lagen zwischen 34,0 und 68,3 mg/kg, die Kupferkonzentrationen zwischen 58,5 und 85,7 mg/kg. Die Nickelkonzentrationen lagen im Bereich von 30,5 bis 41,0 mg/kg. Blei wurde in Konzentrationen von 34,7 bis 45,1 mg/kg gefunden. Die geringste Konzentration von Zink lag bei 232 mg/kg, die maximale bei 274 mg/kg. Die Konzentrationen von Kobalt, Chrom und Nickel wurden an allen Staustufen als „nicht belastet“ klassifiziert. Die Sedimente der Staustufen von Rockenau bis Mannheim-Feudenheim wurden ebenfalls als „nicht belastet“ mit Kupfer bewertet. Die Kupfergehalte der Staustufen von Guttenbach bis Lauffen wurden als „nicht bis mäßig belastet“ eingestuft. In diese Klasse fallen auch die Konzentrationen von Blei und Zink an allen und die von Cadmium an fast allen Staustufen. Die Konzentrationen von Cadmium sind in Mannheim-Feudenheim und in Horkheim so hoch, dass die Sedimente als „mäßig belastet“ gelten. In Lauffen wurde das Sediment als „mäßig bis stark belastet“ bewertet. Die Gehalte an Phosphor waren in allen Sedimentproben sehr niedrig. Sie lagen im Bereich des geochemischen Backgrounds.

Die in den 1970er Jahren am Neckar eingeführten Maßnahmen zum Gewässerschutz wirken noch heute. Die Sedimente des Neckars sind nicht mit Schwermetallen belastet.

Im internationalen Vergleich ähnelt die Sedimentgüte des Neckars, der Moskva und der Oka der anderer Flüsse. Als Vergleich wurden unter anderem der Jangtse in China, die Save in Serbien und der Ngada River in Nigeria herangezogen.

Die Veränderung der Belastungssituation stellt sich in Russland signifikant unterschiedlich zum Neckar dar. Am Neckar hat sich seit Bekanntwerden der starken Verschmutzung die Belastung stetig reduziert und stagniert nun auf einem niedrigen Niveau. In Russland hat sich die gesamte Belastung deutlich verringert, jedoch an einzelnen Punkten sind neue Einträge an Schwermetallen in den Fluss festgestellt worden. Die Umweltverschmutzung durch Privathaushalte hat in Russland in den letzten Jahren stark zugenommen. Dies kann an dem geringen Stellenwert, den Umweltschutz allgemein in den postkommunistischen Ländern einnimmt, liegen. Umweltschutz ist in diesen Ländern auf individueller sowie auf politischer Ebene weniger wichtig als zum Beispiel wirtschaftliche Belange. Nach den Angaben der russischen Projektpartner ist die Bevölkerung zudem im Allgemeinen nicht ausreichend über Umweltschutz informiert.

Das Beispiel des Neckars hat gezeigt, dass selbst eine starke Belastung mit Schwermetallen im Sediment durch entsprechende Maßnahmen innerhalb von wenigen Jahren deutlich verringert werden kann. Die Belastungen mit Schwermetallen in der Moskva und Oka haben sich im Allgemeinen deutlich verringert, im Speziellen finden sich neue Punktquellen, die wahrscheinlich auf eine neue Eintragsart zurückzuführen sind. Die Umweltverschmutzung in Russland durch Individuen stellt eine neue Gefahr für die Gewässergüte dar. Es ist Aufgabe der Politik, über die Einhaltung bestehender Gesetze zu wachen und diese auf ihre Tauglichkeit hin zu überprüfen. Ebenso ist es nötig, die Bevölkerung über Umweltschutz und den Beitrag des Einzelnen dazu gründlich zu informieren. Diese Maßnahmen müssen durch weiteres Monitoring der Sedimente und der Flusswasserqualität ergänzt werden. Nur durch eine Kombination dieser Maßnahmen lassen sich die Neueinträge verringern und das Risiko, welches von bereits vorhanden Belastungen ausgeht, bewerten.

## 9. Literatur

Ahlf, W., Hollert, H., Neumann-Hensel, H., Ricking, M., 2002. A guidance for the assessment and evaluation of sediment quality - a German Approach based on ecotoxicological and chemical measurements. *Journal of Soils and Sediments* 2, 37-42.

Akan, J.C., Abdulrahman, F.I., Sodipo, O.A., Ochanya, A.E., and Askira, Y.K., Heavy metals in sediments from River Ngada, Maiduguri Metropolis, Borno State, Nigeria: *J. Environ. Chem. Ecotoxicol.* 2, 131-140.

Baumol, William J., Oates, Wallace E., *Economics, Environmental Policy and the Quality of Life*, 1979.

Beurskens, J.E.M., Mol, G.A.J., Barreveld, H.L., Van Munster, B., Winkels, H.J., 1993. Geochronology of priority pollutants in a sedimentation area of the Rhine River. *Environmental Toxicology and Chemistry* 12, 1549-1566.

Bliefert, C., 2002. *Umweltchemie*, 3. Auflage. Wiley. VCH Verlag GmbH & Co KGaA, Weinheim, Deutschland.

Braunbeck, T., Boettcher, M., Hollert, H., Kosmehl, T., Lammer, E., Leist, E., Rudolf, M., Seitz, N., 2005. Towards an alternative for the acute fish LC (50) test in chemical assessment: the fish embryo toxicity test goes multi-species--an update. *Altex* 22, 87.

Breuer, H., 1981. *dtv-Atlas zur Chemie*. Bd. 1. München: Deutscher Taschenbuch Verlag, p. 271.

Bucher, J.R., Hailey, J., Roycroft, J.R., Haseman, J.K., Sills, R.C., Grumbein, S., Mellick, P., Chou, B., 1999. Inhalation toxicity and carcinogenicity studies of cobalt sulfate. *Toxicological sciences* 49, 56.

Burton, J., G.A., 2002. Sediment quality criteria in use around the world. *Limnology* 3, 65-76.

Burton Jr, G., 1991. Assessing freshwater sediment toxicity. *Environ. Toxicol. Chem* 10, 1585-1627.

Burton Jr, G.A., Scott, K.J., 1992. Sediment toxicity evaluations. *Environmental science & technology* 26, 2068-2075.

Calmano, W., Forstner, U., 1983. Chemical extraction of heavy metals in polluted river sediments in central Europe. *Science of the Total Environment* 28, 77-90.

Chander, K., Brookes, P., 1993. Residual effects of zinc, copper and nickel in sewage sludge on microbial biomass in a sandy loam. *Soil Biology and Biochemistry* 25, 1231-1239.

Ciszewski, D., Turner, J., 2009. Storage of sediment associated heavy metals along the channelized Odra River, Poland. *Earth Surface Processes and Landforms* 34, 558-572.

Dayan, A., Paine, A., 2001. Mechanisms of chromium toxicity, carcinogenicity and allergenicity: review of the literature from 1985 to 2000. *Human & experimental toxicology* 20, 439.

Denkhaus, E., Salnikow, K., 2002. Nickel essentiality, toxicity, and carcinogenicity. *Critical reviews in oncology/hematology* 42, 35-56.

Förstner, U., Müller, G., 1973. Heavy metal accumulation in river sediments: a response to environmental pollution. *Geoforum* 4, 53-61.

Fosmire, G.J., 1990. Zinc toxicity. *The American journal of clinical nutrition* 51, 225.

Hallare, A., Kosmehl, T., Schulze, T., Hollert, H., Kohler, H.R., Triebkorn, R., 2005. Assessing contamination levels of Laguna Lake sediments (Philippines) using a contact assay with zebrafish (*Danio rerio*) embryos. *Science of the Total Environment* 347, 254-271.

Heininger, P., Pelzer, J., Claus, E., Pfitzner, S., 2003. Results of Long term Sediment Quality Studies on the River Elbe. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31, 356-367.

Heinrichs, H., Herrmann, A.G., 1990. *Praktikum der analytischen Geochemie*. Birkhäuser.

Heise, S., Ahlf, W., 2002. The need for new concepts in risk management of sediments historical developments, future perspectives and new approaches. *Journal of Soils and Sediments* 2, 4-8.

Hughes, M.F., 2002. Arsenic toxicity and potential mechanisms of action. *Toxicology letters* 133, 1-16.

Hupfer, M., Gächter, R., Giovanoli, R., 1995. Transformation of phosphorus species in settling seston and during early sediment diagenesis. *Aquatic Sciences-Research Across Boundaries* 57, 305-324.

Hupfer M., 1995. Bindungsformen und Mobilität des Phosphors in Gewässersedimenten. In: Steinberg C, Klapper B (Hrsg). *Handbuch der Angewandten Limnologie*. Landsberg: Ecomed. 1-22.

Ikenaka, Y., Nakayama, S.M.M., Muzandu, K., Choongo, K., Teraoka, H., Mizuno, N., and Ishizuka, M., Heavy metal contamination of soil and sediment in Zambia: *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 4, 729-739.

Ingersoll, C.G., Haverland, P.S., Brunson, E.L., Canfield, T.J., James Dwyer, F., Henke, C.E., Kemble, N.E., Mount, D.R., Fox, R.G., 1996. Calculation and evaluation of sediment effect concentrations for the amphipod *Hyalella azteca* and the midge *Chironomus riparius*. *Journal of Great Lakes Research* 22, 602-623.

Jackson, M.L.R., 1958. *Soil chemical analysis*.

Jain, C., 2004. Metal fractionation study on bed sediments of River Yamuna, India. *Water research* 38, 569-578.

- Jin, Z., Cheng, H., Chen, L., Li, X., Zhu, G., Zhuang, G., Qian, N., 2010. Concentrations and contamination trends of heavy metals in the sediment cores of Taihu Lake, East China, and their relationship with historical eutrophication. *Chinese Journal of Geochemistry* 29, 33-41.
- Jover, R., Lindberg, R., Meyer, U., 1996. Role of heme in cytochrome P450 transcription and function in mice treated with lead acetate. *Molecular pharmacology* 50, 474.
- Klavins, M., Briede, A., Rodinov, V., Kokorite, I., Parele, E., Klavina, I., 2000. Heavy metals in rivers of Latvia\* 1. *The Science of the Total Environment* 262, 175-184.
- Kobayashi, J., OEHME, F., 1978. Toxicity of Heavy Metals in the Environment. Part 1, 199-260.
- Korndörfer, J., 1993. Umweltgeochemische Untersuchungen an Sedimenten der Oka/Rußland (Abschnitt Kaluga-Nizhni Novgorod). Diplomarbeit. Universität Heidelberg.
- Kosmehl, T., Krebs, F., Manz, W., Braunbeck, T., Hollert, H., 2007. Differentiation between bioavailable and total hazard potential of sediment-induced DNA fragmentation as measured by the comet assay with zebrafish embryos. *Journal of Soils and Sediments* 7, 377-387.
- Leloup, V., Meire, P., Schmitt, C., 2011. Development of sediment quality guidelines for freshwater ecosystems.
- Leitão JM, Lorenz B, Bachinski N, Wilhelm C, Müller WEG, Schröder HC., 1995. Osmotic-stress-induced synthesis and degradation of inorganic polyphosphates in alga *Phaeodactylum Tricornutum*. *Mar Ecol Prog Ser.* 121: 279-288
- Lie, U., Pamatmat, M.M., 1965. Digging characteristics and sampling efficiency of the 0.1 m<sup>2</sup> Van Veen grab. *Limnology and Oceanography* 10, 379-384.
- Ludwig, A. 2001, Das Nährstoffelement Phosphor in limnischen Sedimenten verschiedener Herkunft: Konzentration und Bindungsformen. Dissertation, Ruprecht-Karls-Universität Heidelberg.
- MacDonald, D.D., Ingersoll, C., Berger, T., 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 39, 20-31.
- Mann, R.M., Hyne, R.V., Spadaro, D.A., Simpson, S.L., 2009. Development and application of a rapid amphipod reproduction test for sediment quality assessment. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28, 1244-1254.
- Moore, M.R., Meredith, P.A., 1978. The carcinogenicity of lead. *Archives of Toxicology* 42, 87-94.
- Müller, A., Hanisch, C., Zerling, L., 1998. Schwermetalle im Gewässersystem der Weissen Elster. *Abh./Sächsische Akad. der Wiss. Math.-naturwiss. Kl.*

Müller, G., Yahya, A., Ludwig, A., Ottenstein, R., Kolomiytsev, N., Naydenko, V., 2007. Trace metals and Phosphorus Concentrations in fine grained Sediments of the Volga River, Russia. *Z. geol. Wiss.* 6, 361-375.

Müller, G., 1979. Schwermetalle in den Sedimenten des Rheins-Veränderungen seit 1971. *Umschau* 79, 778-783.

Müller, G., Förstner, U., 1975. Heavy metals in sediments of the rhine and elbe estuaries: Mobilization or mixing effect? *Environmental Geology* 1, 33-39.

Nasrabadi, T., Nabi Bidhendi, G., Karbassi, A., and Mehrdadi, N., Evaluating the efficiency of sediment metal pollution indices in interpreting the pollution of Haraz River sediments, southern Caspian Sea basin: *Environ. Monit. Assess.* 171, 395-410.

Nierenberg, W.A., 1992. *Encyclopedia of earth system science.*

Otte, J.C., Andersson, C., Abrahamson, A., Olsman, H., Keiter, S., Engwall, M., Hollert, H., Brunström, B., 2008. A bioassay approach to determine the dioxin-like activity in sediment extracts from the Danube River: Ethoxyresorufin-O-deethylase induction in gill filaments and liver of three-spined sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus* L.). *Environment International* 34, 1176-1184.

Owens, P., Batalla, R., Collins, A., Gomez, B., Hicks, D., Horowitz, A., Kondolf, G., Marden, M., Page, M., Peacock, D., 2005. Fine grained sediment in river systems: environmental significance and management issues. *River research and applications* 21, 693-717.

Patocka, J., Cerný, K., 2003. Inorganic lead toxicology. *ACTA MEDICA (HRADEC KRÁLOVÉ)* 46, 65-72.

Psenner, R., Pucsko, R., Sage, M., 1984. Fractionation of Organic and Inorganic Phosphorus Compounds in Lake Sediments, An Attempt to Characterize Ecologically Important Fractions (Die Fraktionierung Organischer und Anorganischer Phosphorverbindungen von Sedimenten, Versuch einer Definition Ökologisch wichtiger Fraktionen). *Archiv für Hydrobiologie* 1.

Rahman, M.M., Chowdhury, U.K., Mukherjee, S.C., Mondal, B.K., Paul, K., Lodh, D., Biswas, B.K., Chanda, C.R., Basu, G.K., Saha, K.C., 2001. Chronic arsenic toxicity in Bangladesh and West Bengal, India-a review and commentary. *Clinical Toxicology* 39, 683-700.

Rauret, G., Lopez-Sanchez, J., Sahuquillo, A., Rubio, R., Davidson, C., Ure, A., Quevauviller, P., 1999. Improvement of the BCR three step sequential extraction procedure prior to the certification of new sediment and soil reference materials. *Journal of Environmental Monitoring* 1, 57-61.

Ruello, M.L., Sani, D., Sileno, M., and Fava, G., Persistence of heavy metals in river sediments: *Chem. Ecol.* 27, p. 13-19.



- Ruchay, D., 1994. Die Elbe—ein Fluß im Wandel. German journal of hydrography: Supplement, 27.
- Rupp, H., Rinklebe, J., Bolze, S., Meissner, R., 2010. A scale-dependent approach to study pollution control processes in wetland soils using three different techniques. Ecological Engineering.
- Sadeqzadeh, M., Karaca, H., Safonova, O., Fongarland, P., Chambrey, S., Roussel, P., Griboval-Constant, A., Lacroix, M., Curulla-Ferre, D., Luck, F., 2011. Identification of the active species in the working alumina-supported cobalt catalyst under various conditions of Fischer-Tropsch synthesis. Catalysis Today.
- Santschi, P., Presley, B., Wade, T., Garcia-Romero, B., Baskaran, M., 2001. Historical contamination of PAHs, PCBs, DDTs, and heavy metals in Mississippi River Delta, Galveston Bay and Tampa Bay sediment cores. Marine Environmental Research 52, 51-79.
- Sasson Brickson, G., Burton Jr, G.A., 1991. In situ and laboratory sediment toxicity testing with *Ceriodaphnia dubia*. Environmental Toxicology and Chemistry 10, 201-207.
- Schäfer, S., Schümann, K., 1991. Zur Toxikologie des Kupfers. Bundesgesundhbl 7, 323-327.
- Schäfer, S.G., Marquardt, H., 2004. Lehrbuch der Toxikologie. Wissenschaftliche Verlagsgesellschaft.
- Singh, M., Ansari, A., Müller, G., Singh, I., 1997. Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River): effects of human activities. Environmental Geology 29, 246-252.
- Singh, M., Ansari, A., Müller, G., Singh, I., 1997. Heavy metals in freshly deposited sediments of the Gomati River (a tributary of the Ganga River): effects of human activities. Environmental Geology 29, 246-252.
- Stesevic, D., Feiler, U., Sundic, D., Mijovic, S., Erdinger, L., Seiler, T.B., Heininger, P., Hollert, H., 2007. Application of a new sediment contact test with *Myriophyllum aquaticum* and of the aquatic *Lemna* test to assess the sediment quality of Lake Skadar. Journal of Soils and Sediments 7, 342-349.
- Sur, R., Hajimiragha, H., Begerow, J., Dunemann, L., 2003. Arsen Metabolismus im Menschen: Kopplung von Festphasenmikroextraktion und GC MS. Chemie in unserer Zeit 37, 248-256.
- Umweltbundesamt, 2009, <http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/fluesse-und-seen/fluesse/belastungen/schwermetalle.htm>
- Vink, R.J., 2002. Heavy metal fluxes in the Elbe and Rhine river basins: analysis and modelling.
- von der Ohe, P.C., Dulio, V., Slobodnik, J., De Deckere, E., Kühne, R., Ebert, R.U., Ginebreda, A., De Cooman, W., Schüürmann, G., Brack, W., 2011. A new risk assessment

---

approach for the prioritization of 500 classical and emerging organic microcontaminants as potential river basin specific pollutants under the European Water Framework Directive. *Science of the Total Environment*.

Wang, Y., Yang, Z., Shen, Z., Tang, Z., Niu, J., and Gao, F., Assessment of heavy metals in sediments from a typical catchment of the Yangtze River, China: *Environ. Monit. Assess.* 172, 407-417.

Wiberg, N., 2001. *Holleman-Wiberg's inorganic chemistry*. Academic Press San Diego, CA.

Zerling, L., Hanisch, C., Junge, F.W., Müller, A., 2003. Heavy Metals in Saale Sediments—Changes in the Contamination since 1991. *Acta hydrochimica et hydrobiologica* 31, 368-377.

Zimmer, D., Kiersch, K., Jandl, G., Meissner, R., Kolomyitsev, N., Leinweber, P., 2010. Status Quo of Soil Contamination with Inorganic and Organic Pollutants of the River Oka Floodplains (Russia). *Water, Air, & Soil Pollution*, 1-14.

Zinder B. 1985. Phosphatrücklösung aus Sedimenten als Folge der Reduktion von Eisenhydroxiden. Dissertation. ETH Zürich.

Zobrist J., Dowdle P.R., Davis J.A., Oremland R.S., 2000. Mobilization of arsenite by dissimilatory reduction of adsorbed arsenate. *Environ. Sci. Technol.* 34, 4747– 4753.

## Anhang

## Übersicht über die Lage der diskutierten Flüsse

Der **Blackstone River** ist ein vergleichsweise kleiner Fluss an der Ostküste der USA, der durch „Urban Runoff“ und Abwässer mit Schwermetallen belastet ist.

Der **Ngada River** ist ein kleiner Fluss im Nordosten von Nigeria. Er ist vor allem durch urbane Abwässer belastet.

Der **Sambesi** ist der viertgrößte Fluss des afrikanischen Kontinents. Er durchfließt vier Länder.

Der **Jangtse** (auch Jangtsekiang) ist der längste Fluss Chinas. Er ist stark baulich verändert.

Der **Haraz River** ist ein Fluss im nordosten des Irans. Er mündet ins Kaspische Meer.

Der Esino River ist ein etwa 80 km langer Fluss in der Mitte Italiens. er mündet in die Adria.

Der **Second Songhua River** in China wurde durch die ganz oder ungenügend geklärten Abwässer der in Jilin City ansässigen Chemieindustrie verunreinigt.

Der **Gomti River** (Indien) ist ein Nebenfluss des Ganges. An seinen Ufern liegen viele Industriebetriebe und Gerbereien, die den Fluss stark belasten..

Der **Ganges** ist einer der am stärksten verschmutzten Flüsse der Welt. Nicht nur industrielle Abwässer werden dort ungeklärt entsorgt, auch kommunale Abwässer und illegale Müllentsorgung tragen zu der Belastung des Ganges bei.

Die **Save** ist ein Nebenfluss der Donau. Sie durchfließt Slowenien, Kroatien, Bosnien und Herzegowina sowie Serbien. Die Belastungen der Save resultieren aus vielen Quellen, wie zum Beispiel industriellen Abwässern.

Die **Volga** ist der größte Fluss Europas und entwässert einen großen Teil des europäischen Russlands. Sie wird durch die Abwässer der Städte und der Industrie an ihren Ufern belastet.

Die **Elbe** wurde durch mangelhaft geklärte Abwässer der großen staatlichen Industriebetriebe in ihrem Einzugsbereich extrem mit Schwermetallen und andern Schadstoffen belastet. Fehlendes Bewusstsein und Desinteresse seitens der DDR-Regierung begünstigten diesen Vorgang. Zur Zeit des Zusammenbruchs des Ostblocks war die Elbe einer der am stärksten belasteten Flüsse Europas (MÜLLER et al. 1998).

Der **Rhein** war Ende der 1960er Jahre unter anderem extrem mit Schwermetallen belastet. Durch intensive Bemühungen sind die Neueinträge von Schwermetallen aus Kläranlagenablauf und Abwässern der Industrie stark gesunken.

Die **Weisse Elster** ist einer der Nebenflüsse der Saale. Bis 1990 wurde über die Weisse Elster der Hauptteil der kaum aufbereiteten Abwässer der Industrie Thüringens und Sachsens entsorgt. Dies resultierte in extremen Verschmutzungen des Sediments

## Übersicht über die Daten:

### 1. Moskva/Oka

#### 1.1 Oberflächensedimente: Schwermetallkonzentrationen

Tabelle 16 Ergebnisse der Sedimentproben (Schwermetalle und Arsen) aus der Moskva und Oka, Probenahme durch die russischen Projektpartner im Herbst 2007

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
<b>M1</b>	15,3	3,07	16,1	150	143	5,19	1381	57,9	109	654	1,099
<b>M2</b>	9,2	1,4	12,6	70,1	82,3	3,71	1123	40,1	57,9	264	0,299
<b>M3</b>	18,2	2,47	16,9	153	147	5,22	1596	52,2	101	537	1,499
<b>M4</b>	17,9	6,25	13,6	129	173	4,64	660	75,5	194	304	0,5
<b>M5</b>	11	1,97	12,8	87,1	103	4,03	1013	47,6	106	265	0,299
<b>M6</b>	14,5	5,55	13,9	156	252	3,77	797	69,9	235	321	0,55
<b>M7</b>	9,1	2,3	11,1	75,9	100	3,94	1261	42	70,2	339	0,25
<b>M8</b>	16,4	3,17	14,3	138	182	4,23	796	79,6	226	305	0,499
<b>M9</b>	11,1	0,7	12,8	69,2	58,5	3,98	1704	47,2	29,2	200	0,2
<b>M10</b>	12,8	1,82	11,1	88,7	142	3,81	665	46	25,5	692	0,3
<b>M11</b>	11,6	0,55	17,2	56,9	30,6	4,14	801	41,4	25,3	95	0,249
<b>M12</b>	11	4,67	13,3	110	175	4,16	1042	67,2	139	316	0,45
<b>M13</b>	8,6	0,65	11,7	83,2	48,2	3,57	737	36,4	21,8	272	0,2
<b>M14</b>	8,55	0,52	12,6	70,6	65,4	3,36	781	32,8	22,5	144	0,25
<b>M15</b>	10,9	0,5	12,8	53,2	37,6	3,74	1756	36,7	23,7	197	0,2
<b>M16</b>	9,7	0,77	13,1	53,7	65	3,9	1052	35,7	21,5	214	0,3
<b>M17</b>	6,65	0,37	11,3	47	30,5	3,01	396	31,5	15,9	143	0,1
<b>M18</b>	14	0,57	15,5	86,9	36,4	4,4	481	49,2	19	114	0,15
<b>M19</b>	7,65	0,4	13,7	66,2	32,1	3,59	592	37,6	20,3	131	0,15
<b>M20</b>	-	2,52	15,6	162	113	4,33	336	61,9	92,3	414	0,599
<b>M21</b>	-	2,12	15,5	106	90,5	4,66	1030	46,6	75,7	431	0,6
<b>M22</b>	30,1	5,25	16,7	382	387	5,1	695	84,5	281	1153	2
<b>M23</b>	-	0,97	20,1	93,1	60,4	5,32	1098	49,2	44	243	0,799
<b>M24</b>	-	0,9	24,7	80,2	48,7	5,55	1144	61	28,2	176	0,35
<b>M25</b>	-	0,95	37,5	69,9	35,2	6,49	1339	58,7	20,5	203	0,3
<b>M26</b>	-	0,87	17	75,5	45,6	5,37	1200	51,5	25,5	174	0,3
<b>M27</b>	-	0,85	19,6	51,3	28,9	7,31	902	31,2	15,9	169	0,25
<b>M28</b>	-	1,18	33,9	67	60,5	10,7	2480	37,3	22,5	218	0,25
<b>M29</b>	-	1,07	21,9	86,5	88,8	11,3	1461	29,5	20,4	209	0,349
<b>M30</b>	14,2	2,07	15,6	114	85,9	5,02	872	49,3	54,5	364	0,65

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
<b>M1</b>	15,3	3,07	16,1	150	143	5,19	1381	57,9	109	654	1,099
<b>M2</b>	9,2	1,4	12,6	70,1	82,3	3,71	1123	40,1	57,9	264	0,299
<b>M3</b>	18,2	2,47	16,9	153	147	5,22	1596	52,2	101	537	1,499
<b>M4</b>	17,9	6,25	13,6	129	173	4,64	660	75,5	194	304	0,5
<b>M5</b>	11	1,97	12,8	87,1	103	4,03	1013	47,6	106	265	0,299
<b>M6</b>	14,5	5,55	13,9	156	252	3,77	797	69,9	235	321	0,55
<b>M7</b>	9,1	2,3	11,1	75,9	100	3,94	1261	42	70,2	339	0,25
<b>M8</b>	16,4	3,17	14,3	138	182	4,23	796	79,6	226	305	0,499
<b>M9</b>	11,1	0,7	12,8	69,2	58,5	3,98	1704	47,2	29,2	200	0,2
<b>M10</b>	12,8	1,82	11,1	88,7	142	3,81	665	46	25,5	692	0,3
<b>M11</b>	11,6	0,55	17,2	56,9	30,6	4,14	801	41,4	25,3	95	0,249
<b>M12</b>	11	4,67	13,3	110	175	4,16	1042	67,2	139	316	0,45
<b>M13</b>	8,6	0,65	11,7	83,2	48,2	3,57	737	36,4	21,8	272	0,2
<b>M14</b>	8,55	0,52	12,6	70,6	65,4	3,36	781	32,8	22,5	144	0,25
<b>M15</b>	10,9	0,5	12,8	53,2	37,6	3,74	1756	36,7	23,7	197	0,2
<b>M16</b>	9,7	0,77	13,1	53,7	65	3,9	1052	35,7	21,5	214	0,3
<b>M17</b>	6,65	0,37	11,3	47	30,5	3,01	396	31,5	15,9	143	0,1
<b>M18</b>	14	0,57	15,5	86,9	36,4	4,4	481	49,2	19	114	0,15
<b>M19</b>	7,65	0,4	13,7	66,2	32,1	3,59	592	37,6	20,3	131	0,15
<b>M20</b>	-	2,52	15,6	162	113	4,33	336	61,9	92,3	414	0,599
<b>M21</b>	-	2,12	15,5	106	90,5	4,66	1030	46,6	75,7	431	0,6
<b>M22</b>	30,1	5,25	16,7	382	387	5,1	695	84,5	281	1153	2
<b>M23</b>	-	0,97	20,1	93,1	60,4	5,32	1098	49,2	44	243	0,799
<b>M24</b>	-	0,9	24,7	80,2	48,7	5,55	1144	61	28,2	176	0,35
<b>M25</b>	-	0,95	37,5	69,9	35,2	6,49	1339	58,7	20,5	203	0,3
<b>M26</b>	-	0,87	17	75,5	45,6	5,37	1200	51,5	25,5	174	0,3
<b>M27</b>	-	0,85	19,6	51,3	28,9	7,31	902	31,2	15,9	169	0,25
<b>M28</b>	-	1,18	33,9	67	60,5	10,7	2480	37,3	22,5	218	0,25
<b>M29</b>	-	1,07	21,9	86,5	88,8	11,3	1461	29,5	20,4	209	0,349
<b>M30</b>	14,2	2,07	15,6	114	85,9	5,02	872	49,3	54,5	364	0,65

Tabelle 17 Statistische Daten zu den Ergebnissen der Sedimentproben (Schwermetalle und Arsen) der Moskva und Oka, Herbst 2007

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn	Hg
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[%]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
Mean	14,5	1,83	15,3	87,4	79,9	4,65	1063	43,8	104	262	0,384
Median	13,3	0,949	13,9	73,1	59,4	4,27	1010	39,5	25,5	201	0,250
Minimum	6,65	0,350	10,07	37,5	21,7	3,01	336	25,0	11,9	80,8	0,100
Maximum	41,1	22,24	37,34	382	387	11,3	2480	84,5	3396	1153	2,00

Tabelle 18 Ergebnisse der Sedimentproben (Schwermetalle und Arsen) entnommen an ausgewählten Probenahmepunkten der Moskva und Oka im November 2009

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
<b>22a</b>	21,7	3,3	15,2	154	205	35273	952	53,0	144	712
<b>22b</b>	22,0	3,3	15,5	157	208	36324	972	54,1	145	720
<b>53/1a</b>	16,9	3,9	15,2	147	218	33794	1186	49,1	364	759
<b>53/1b</b>	14,9	3,6	13,9	134	199	30601	1086	45,8	335	696
<b>53/2a</b>	17,2	4,6	13,9	135	217	30928	1130	44,8	396	729
<b>53/2b</b>	16,8	4,3	13,1	127	205	29479	1072	43,8	371	690
<b>53/3a</b>	15,4	3,4	15,6	144	205	33650	1277	48,3	347	720
<b>53/3b</b>	15,5	3,3	15,2	143	204	33138	1284	47,2	340	709
<b>53/4a</b>	15,1	3,1	15,5	148	193	33153	1261	47,5	272	699
<b>53/4b</b>	15,1	3,1	16,1	151	194	34183	1265	48,8	273	698
<b>53/5a</b>	14,8	3,4	15,1	147	195	32139	1169	45,1	189	681
<b>53/5b</b>	14,8	3,4	15,2	148	196	32446	1174	45,6	191	691

Tabelle 19 Ergebnisse der Sedimentproben (Schwermetalle und Arsen) entnommen an ausgewählten Probenahmepunkten der Moskva und Oka im September 2010

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	Mn	Ni	Pb	Zn
	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
<b>22a</b>	27,4	3,69	16,5	216	283	39381	851	64,3	262	1120
<b>22b</b>	29,7	4,06	18,6	236	303	43189	927	71,1	279	1192
<b>41a</b>	26,3	3,64	19,3	147	120	43432	1137	70,3	81,7	448
<b>41b</b>	24,8	3,67	18,8	145	120	42901	1111	69,6	81,3	439
<b>53a</b>	28,6	8,49	16,5	137	304	38432	917	57,0	1405	915
<b>53b</b>	28,9	8,48	16,2	135	301	38179	913	56,6	1395	909
<b>okaa</b>	14,8	0,988	17,5	72,4	36,9	36713	1010	42,9	31,1	151
<b>okab</b>	13,8	1,02	16,1	69,1	35,8	34947	929	39,4	28,4	143



Tabelle 20 Ergebnisse der Sedimentproben (Schwermetalle) aus der Moskva und Oka, Probenahme im Rahmen des Oka-Elbe-Projektes I, 1993

<b>1993</b>	<b>Cd</b> [mg/kg]	<b>Co</b> [mg/kg]	<b>Cr</b> [mg/kg]	<b>Cu</b> [mg/kg]	<b>Ni</b> [mg/kg]	<b>Pb</b> [mg/kg]	<b>Zn</b> [mg/kg]
<b>3</b>	4,83	19	85	66,2	-	138	217
<b>4</b>	8,28	13,6	130	133	81,2	255	380
<b>5</b>	0,7	20,3	54	44	47,4	42	250
<b>65</b>	5,41	20,7	280	133	95	107	609
<b>66</b>	4,83	16,6	246	121	86,1	90	458
<b>67</b>	2,66	16	142	11,8	59,8	50	257
<b>70</b>	3,28	17,7	192	26,4	73,8	65	349
<b>71</b>	4,33	18,8	240	31,8	85,9	82	433
<b>74</b>	10,89	18	437	250	-	214	899
<b>75</b>	4,9	13,9	131	100	82,1	203	253
<b>76</b>	6,04	18,3	259	169	80,1	107	530
<b>77</b>	5,9	18,2	408	282	87,2	164	544
<b>78</b>	3,25	18,8	168	95,1	75,4	70	359
<b>79</b>	0,2	12,2	-	28	30,2	105	127
<b>80</b>	4,71	19,6	256	191	89,3	149	515
<b>83</b>	0,76	20,4	86	61,9	54,3	46	178
<b>88</b>	0,8	10,8	38	64,5	36,4	30	252
<b>89</b>	0,44	14,8	59	30,4	50,8	31	161
<b>127</b>	4,8	17	144	119	90	99	435
<b>132</b>	4,6	18	147	135	98	111	461
<b>153</b>	2,2	16	83	48	46	28	107
<b>155</b>	1,8	15	76	43	43	23	90

Tabelle 21 Ergebnisse der Sedimentproben (Schwermetalle) aus der Moskva und Oka, Probenahme im Rahmen des Wolga-Rhein-Projektes I, 1997

<b>1997</b>	<b>Cd</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Co</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Cr</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Cu</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Ni</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Pb</b> <b>[mg/kg]</b>	<b>Zn</b> <b>[mg/kg]</b>
<b>5</b>	5,24	13,1	125,8	108	49,2	31,6	478
<b>7</b>	0,2	14,3	37,2	36,6	34,3	48,9	193
<b>8</b>	0,92	12,4	35,0	85,0	30,6	51,9	408
<b>9</b>	0,27	13,9	38,5	34,8	38,8	29,6	198
<b>10</b>	3,54	19,8	255,6	225	137	124	1053
<b>11</b>	0,55	20,9	34,6	55,4	51,7	58,0	219
<b>12</b>	0,49	15,3	143,5	40,5	44,9	27,1	197
<b>13</b>	0,85	15,7	34,3	265	35,9	60,9	343
<b>14</b>	0,27	14,1	33,9	34,4	34,8	25,2	162
<b>15</b>	0,25	19,3	38,8	35,5	45,6	28,8	148
<b>16</b>	0,2	15,0	33,1	32,8	39,1	29,5	121
<b>17</b>	0,65	14,7	69,1	64,1	44,1	92,0	352
<b>18</b>	1,69	15,4	51,0	55,3	67,0	120	321
<b>19</b>	0,95	23,9	49,5	59,9	71,0	75,7	143
<b>20</b>	7,01	15,8	131,0	247	94,2	207	367
<b>21</b>	2,07	20,5	66,0	76,3	61,8	101	457
<b>22</b>	4,94	13,5	82,5	91,3	69,2	188	279
<b>23</b>	2,36	17,9	70,1	80,8	60,2	96,2	351
<b>24</b>	0,65	11,0	33,3	42,1	30,0	39,5	307
<b>25</b>	0,2	14,2	25,6	24,4	32,8	29,9	116
<b>26</b>	0,2	17,6	35,4	29,5	39,1	40,2	163
<b>27</b>	0,17	15,0	35,2	27,4	36,7	19,3	112
<b>30</b>	0,27	16,3	48,3	55,6	23,7	27,1	201
<b>31</b>	0,52	34,2	44,7	44,4	36,9	32,8	317
<b>32</b>	0,35	23,8	34,0	29,5	29,4	18,0	230
<b>33</b>	0,57	55,7	61,7	40,6	74,1	27,4	331
<b>34</b>	5,84	19,4	193,3	1022	73,8	186	1147
<b>35</b>	2,09	22,0	128,6	11,5	57,5	167	385
<b>36</b>	0,25	18,1	97,8	70,9	50,2	33	279
<b>37</b>	3,15	20,5	151,9	146	64,3	163	573
<b>38</b>	5,67	17,7	187,2	203	66,9	161	704
<b>39</b>	1,74	17,6	79,8	72,8	48,3	61,3	363
<b>40</b>	5,75	20,8	196,6	190	95,5	159	709
<b>41</b>	7,54	19,8	329,5	350	100,0	362	1121
<b>42</b>	1,25	21,6	57,3	55,3	58,7	43,5	231
<b>43</b>	3	21,1	121,3	11,7	64,2	102	549

<b>44</b>	1,45	19,9	76,3	77,8	67,2	67,6	291
<b>45</b>	2,35	22,7	94,6	78,9	64,2	64,5	390
<b>46</b>	2,86	24,7	125,4	280	63,3	91,9	622
<b>47</b>	2,2	22,6	13,2	102	64,1	70,2	397
<b>48</b>	3,05	17,8	116,6	109	59,6	91,5	522
<b>49</b>	0,7	20,7	77,1	83,8	54,7	62,9	261
<b>50</b>	3,4	17,7	119,5	108	58,5	81,2	461
<b>51</b>	3,82	17,5	119,2	98,1	56,6	71,5	431
<b>52</b>	1	16,3	52,2	37,9	39,2	52,6	158
<b>53</b>	1,22	16,7	60,8	41,9	42,3	27,3	158
<b>54</b>	3,12	20,7	134,4	116,4	78,1	90,5	508
<b>55</b>	1,52	14,9	70,8	55,9	41,8	38,1	217
<b>56</b>	2,4	15,6	93,3	84,7	47,9	53,8	345
<b>57</b>	1,59	16,4	74,2	66,1	44,6	41,0	255
<b>58</b>	1,67	14,2	74,5	65,2	39,5	41,8	263
<b>59</b>	2,25	16,0	91,7	76,9	49,0	46,1	282

## 1.2 Sediment Phosphorkonzentrationen, Kohlenstoff- und Schwefelgehalte

Tabelle 22 Ergebnisse der Sedimentproben (P, C, S) der Moskva und Oka, Herbst 2007

	<b>P</b> [mg/kg]	<b>Kohlenstoff</b> [%]	<b>Schwefel</b> [%]
<b>M1</b>	4816	7,13	0,36
<b>M2</b>	3079	5,33	0,23
<b>M3</b>	5058	5,76	0,23
<b>M4</b>	2150	4,52	1,31
<b>M5</b>	3720	3,99	0,2
<b>M6</b>	2728	3,99	0,35
<b>M7</b>	4471	5,6	0,2
<b>M8</b>	2142	3,55	0,17
<b>M9</b>	3180	5,66	0,3
<b>M10</b>	3818	8,37	1,71
<b>M11</b>	1232	2,28	0,21
<b>M12</b>	4879	5,55	0,11
<b>M13</b>	2499	4,22	0,46
<b>M14</b>	1894	0,24	0,12
<b>M15</b>	2997	3,44	0,17
<b>M16</b>	3274	3,56	0,22
<b>M17</b>	1513	3,04	0,14
<b>M18</b>	1526	1,79	0,1
<b>M19</b>	1729	3,03	0,08
<b>M20</b>	2646	4,06	0,12
<b>M21</b>	4371	4,91	0,21
<b>M22</b>	4018	3,72	0,17
<b>M23</b>	2831	2,06	0,06
<b>M24</b>	2488	2,01	0,07
<b>M25</b>	5470	5,38	0,43
<b>M26</b>	1842	1,98	0,06
<b>M27</b>	11694	6,64	0,53
<b>M28</b>	10251	8,84	1,54
<b>M29</b>	14363	8,34	1,68
<b>M30</b>	5547	3,2	0,15
<b>M31</b>	6051	3,17	0,22
<b>M32</b>	1900	5,56	0,05
<b>M33</b>	1694	3,55	0,26
<b>M34</b>	5018	2,69	0,17

	<b>P</b> [mg/kg]	<b>Kohlenstoff</b> [%]	<b>Schwefel</b> [%]
<b>M35</b>	2696	5,28	0,35
<b>M36</b>	1385	2,4	0,26
<b>M37</b>	1661	4,01	0,22
<b>M38</b>	1480	3,09	0,1
<b>M39</b>	1506	4,39	0,13
<b>M40</b>	1731	3,94	0,19
<b>M41</b>	8097	4,01	0,32
<b>M42</b>	5274	4,62	0,19
<b>M43</b>	5244	4,7	0,26
<b>M44</b>	2484	4	0,21
<b>M45</b>	6447	4,21	0,29
<b>M46</b>	4545	4,46	0,23
<b>M47</b>	2429	3,4	0,24
<b>M48</b>	4314	4,28	0,22
<b>M49</b>	2888	4,6	0,2
<b>M50</b>	4315	4,19	0,22
<b>M51</b>	3677	4,4	0,41
<b>M52</b>	3971	5,24	0,25
<b>M53</b>	5422	-	-
<b>M54</b>	3085	2,95	0,09
<b>M55</b>	3761	3,32	0,16
<b>M56</b>	4629	2,9	0,19
<b>M57</b>	4063	3,01	0,27
<b>M58</b>	3658	3,2	0,32
<b>M59</b>	3458	5,04	0,28
<b>M60</b>	2969	4,19	0,53
<b>M61</b>	3449	4,62	0,43
<b>M62</b>	1858	2,77	0,15

Tabelle 23 Statistische Daten zu den Ergebnissen der Sedimentproben (P, C, S) der Moskva und Oka, Herbst 2007

	<b>P</b> [mg/kg]	<b>C</b> [%]	<b>S</b> [%]
Mittelwert	3829	4,17	0,31
Minimum	2142	0,12	0,0495
Maximum	14363	8,84	0,171
Median	3362	4,01	0,22

Tabelle 24 Ergebnisse der Sedimentproben aus dem Sedimentkern der Oka (Punkt 40) Juni 2008

<b>Element</b>	<b>Tiefe</b>	<b>As</b>	<b>Cd</b>	<b>Co</b>	<b>Cr</b>	<b>Cu</b>	<b>Fe</b>	<b>Mn</b>	<b>Ni</b>	<b>Pb</b>	<b>Zn</b>
<b>Probenk.</b>	<b>[cm]</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>	<b>mg/kg</b>
1	0	9,29	0,94	11,6	56,5	27,8	30981	956	31,8	16,9	107
2	-2	8,85	0,92	11,0	53,9	26,6	29955	865	30,2	16,4	103
3	-4	8,78	0,94	12,2	56,4	27,9	30928	1061	33,0	16,9	108
4	-6	9,94	1,28	12,6	60,9	30,9	30698	1250	33,8	21,4	116
5	-8	8,22	1,01	10,6	50,1	26,7	28018	948	27,9	24,3	105
6	-10	7,90	1,29	11,2	53,3	26,3	29499	944	28,8	17,0	104
7	-12	8,41	1,04	11,7	56,7	28,1	31379	828	30,4	19,3	119
8	-14	8,84	1,08	12,7	59,3	28,0	33102	1032	32,8	18,3	123
9	-16	8,68	0,87	12,9	58,1	25,4	32201	825	32,6	16,0	105
10	-18	8,83	0,81	13,2	59,3	25,5	33328	792	33,6	16,8	108
11	-20	8,85	0,78	12,3	54,1	23,7	31142	779	31,6	15,9	115
12	-22	9,48	0,84	14,3	64,5	27,2	34406	864	35,8	17,3	116
13	-24	9,23	0,82	13,2	60,5	26,0	33416	877	33,2	17,0	113
14	-26	8,64	0,89	12,5	57,3	26,4	31760	928	32,3	15,7	103
15	-28	9,82	0,98	14,2	64,0	28,9	34640	1085	34,6	17,9	114
16	-30	8,96	0,88	12,7	57,2	27,9	30912	922	32,1	15,4	112
17	-32	9,00	0,94	13,1	60,0	28,6	32027	951	33,1	15,7	114
18	-34	8,91	0,94	13,3	58,1	28,5	30884	1054	33,9	16,0	112
19	-36	9,02	0,95	13,3	62,8	29,9	33312	1002	33,2	17,6	128
20	-38	8,99	0,96	13,3	60,7	30,6	33203	1167	33,7	17,4	120
21	-40	9,56	0,91	13,2	60,5	29,3	32548	1042	33,5	16,5	120

Tabelle 25 Ergebnisse der Sedimentproben aus dem Sedimentkern der Moskva (Punkt 42) Juni 2008

<b>Element Probenk .</b>	<b>Tiefe [cm]</b>	<b>As mg/kg</b>	<b>Cd mg/kg</b>	<b>Co mg/kg</b>	<b>Cr mg/kg</b>	<b>Cu mg/kg</b>	<b>Fe mg/kg</b>	<b>Mn mg/kg</b>	<b>Ni mg/kg</b>	<b>Pb mg/kg</b>	<b>Zn mg/kg</b>
<b>1</b>	0	13,0	2,1	16,9	105	82,7	39612	1144	46,5	54,5	348
<b>2</b>	-2	12,8	1,8	16,7	99	84,5	42067	915	47,5	53,7	375
<b>3</b>	-4	15,2	2,1	16,4	97	78,5	48946	955	50,3	60,0	357
<b>4</b>	-6	15,0	2,1	17,1	101	80,6	52242	1002	53,1	62,3	381
<b>5</b>	-8	19,7	3,1	17,3	116	94,0	46344	1230	57,8	72,4	395
<b>6</b>	-10	23,6	4,1	19,8	157	139,8	42719	1022	93,0	84,9	425
<b>7</b>	-12	24,1	4,2	20,0	160	141,5	43660	1044	94,1	85,7	432
<b>8</b>	-14	26,5	4,4	20,0	164	146,3	43525	1123	97,3	88,4	442
<b>9</b>	-16	15,3	7,4	19,3	180	145,1	41261	1091	84,6	113,7	482
<b>10</b>	-18	27,1	4,2	18,8	154	136,4	41536	1119	89,8	84,1	420
<b>11</b>	-20	25,6	4,6	18,3	153	129,0	41083	984	84,6	92,1	417
<b>12</b>	-22	25,7	6,4	17,1	174	140,0	40283	797	82,6	130,4	472
<b>13</b>	-24	24,0	6,3	17,3	175	138,5	40548	784	82,6	134,5	463
<b>14</b>	-26	25,8	7,6	18,1	194	151,3	40623	764	87,0	152,8	492
<b>15</b>	-28	24,6	8,2	18,9	195	156,7	41570	908	91,2	138,1	523
<b>16</b>	-30	24,0	7,7	19,7	184	152,5	41728	1181	91,3	123,6	498
<b>17</b>	-32	42,3	12,7	31,5	303	256,0	71231	1626	134,7	201,5	883
<b>18</b>	-34	32,3	14,8	17,7	250	211,3	41231	731	87,8	209,2	711
<b>19</b>	-36	43,0	18,9	18,7	297	260,7	42093	725	96,6	266,2	805
<b>20</b>	-38	58,5	18,8	22,9	336	261,0	50259	833	116,8	291,8	874
<b>21</b>	-40	45,6	6,5	22,0	196	130,7	49218	757	105,0	135,5	630
<b>22</b>	-42	78,3	12,6	19,6	305	256,5	45674	892	102,4	177,2	847
<b>23</b>	-44	64,4	10,8	18,4	257	205,6	43002	860	94,8	141,5	737
<b>24</b>	-46	64,1	13,0	19,8	287	227,4	44110	911	107,6	146,1	771
<b>25</b>	-48	41,2	8,7	19,4	217	166,6	41419	873	105,4	94,8	594
<b>26</b>	-50	46,7	11,9	19,1	260	209,7	42939	810	97,0	123,4	699
<b>27</b>	-52	64,1	13,0	19,8	287	227,4	44110	911	107,6	146,1	771
<b>28</b>	-54	41,2	8,7	19,4	217	166,6	41419	873	105,4	94,8	594
<b>29</b>	-56	35,8	8,2	18,1	200	159,7	40108	789	91,4	87,7	560
<b>30</b>	-58	46,7	11,9	19,1	260	209,7	42939	810	97,0	123,4	699
<b>31</b>	-60	54,2	18,0	19,8	374	276,7	45444	811	125,4	171,8	888

Tabelle 26 Ergebnisse der 1. Stufe der Schwermetallextraktion nach RAURET et al. (1999) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Absolutgehalte)

	<b>Tiefe</b> [cm]	<b>Cd</b> µg/g	<b>Co</b> µg/g	<b>Cr</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Fe</b> µg/g	<b>Mn</b> µg/g	<b>Ni</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g
<b>M1</b>	0	0,27	0,62	0,18	2,77	153	110	1,96	0	32,7
<b>M4</b>	-6	0,13	0,36	0,24	2,91	76,4	40,9	1,01	0	12,7
<b>M7</b>	-12	0,94	1,76	1,12	10,2	459	165	12,6	0	93,2
<b>M10</b>	-18	1,46	2,26	1,72	12,0	451	246	22,0	0	157
<b>M13</b>	-24	2,06	1,6	0,95	12,2	583	179	16,1	0	140
<b>M16</b>	-30	3,8	4,68	1,4	17,3	723	593	27,1	0	248
<b>M19</b>	-36	7,94	3,7	2,76	24,5	760	276	33,1	0	381
<b>M23</b>	-44	0,2	0,41	0,3	2,14	190	33,9	2,32	18,1	20,2
<b>M25</b>	-48	0,56	0,96	0,43	5,16	219	117	5,57	0,74	38,3
<b>M28</b>	-54	4,13	3,69	1,46	27,3	1050	424	32,6	0	263
<b>M31</b>	-60	5,79	3,47	2,47	30,5	999	294	35,7	0	323
<b>O1</b>	0	0,94	0	0,2	1,54	37,7	603	3,45	0	32,9
<b>O2</b>	-2	0,55	0,29	0	0,59	11,4	395	1,28	0	21,0
<b>O3</b>	-4	0,43	0,48	0	0,69	11,5	292	2,04	0	17,6
<b>O4</b>	-6	0,61	1,4	0,16	0,77	23,0	528	5,01	0	28,3
<b>O5</b>	-8	0,58	1,44	0,11	0,67	18,1	801	5,74	0	28,4
<b>O6</b>	-10	0,44	0	0	0,69	28,1	264	2,48	0	14,3
<b>O7</b>	-12	0,45	0,21	0,06	0,65	16,3	289	2,2	0	14,8
<b>O8</b>	-14	0,4	0,29	0	0,7	11,0	347	1,26	0	13,6
<b>O9</b>	-16	0,34	0,16	0	0,42	12,3	212	1,05	0	14,4
<b>O10</b>	-18	0,39	0,42	0,14	0,36	18,2	458	2,36	0	16,0
<b>O11</b>	-20	0,52	0,57	0,07	0,66	17,0	386	2,24	0	18,0
<b>O12</b>	-22	0,35	0,67	0	0,41	15,2	308	2,4	0	16,0
<b>O13</b>	-24	0,37	1,22	0,19	1,57	17,5	377	4,19	0,31	17,3
<b>O14</b>	-26	0,4	0,65	0	0,48	18,0	375	2,74	0	16,3
<b>O15</b>	-28	0,39	0,85	0,23	0,72	25,0	495	4,33	0	20,1
<b>O16</b>	-30	0,44	0,64	0	0,46	16,9	315	2,27	0	16,9
<b>O17</b>	-32	0,31	1,25	0,18	0,47	52,7	519	3,53	0	15,1
<b>O18</b>	-34	0,41	0,46	0,13	0,53	20,1	380	2,42	0	21,5
<b>O19</b>	-36	0,37	0,59	0,13	0,7	17,1	460	3,47	0	29,2
<b>O20</b>	-38	0,42	0,6	0	0,65	21,7	340	2,9	0	31,5
<b>O21</b>	-40	0,45	1,27	0,18	0,87	20,5	468	4,15	0	23,2



Tabelle 27 Ergebnisse der 2. Stufe der Schwermetallextraktion nach nach RAURET et al. (1999) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Absolutgehalte)

	<b>Tiefe</b> [cm]	<b>Cd</b> µg/g	<b>Co</b> µg/g	<b>Cr</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Fe</b> µg/g	<b>Mn</b> µg/g	<b>Ni</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g
<b>M1</b>	0	0,1	0,7	3,5	4	2548	55	1,3	5,6	8,8
<b>M4</b>	-6	0	0,3	1,7	1,4	877,9	10,5	0,6	1,5	5,6
<b>M7</b>	-12	0,3	2,8	13,7	17,3	6950	219	7,9	24,9	31,2
<b>M10</b>	-18	0,7	4,3	17,3	17,3	8374	434	12,5	29,8	56
<b>M13</b>	-24	1	3,4	20,7	26,1	8593	316	11,8	59,3	55
<b>M16</b>	-30	2,1	4,5	33,7	44,4	13471	418	16,8	81,1	97
<b>M19</b>	-36	3,6	3,8	54,2	65,8	12986	288	18,7	130,4	115
<b>M23</b>	-44	0	0,5	2,2	0,7	938	16,2	1,1	35,3	3,1
<b>M25</b>	-48	0,1	1	5,1	3,6	2137	88	2,4	6,6	9,1
<b>M28</b>	-54	1,8	4,8	40,3	44,5	13160	323	20,3	57,5	108
<b>M31</b>	-60	2,6	3,6	53,7	50,4	11251	275	20,1	71	107
<b>O1</b>	0	0,5	8,8	7,4	9,2	14696	1403	10,7	17,3	38,9
<b>O2</b>	-2	0,4	5	4,5	4,9	8787	980	12	8,7	24,8
<b>O3</b>	-4	0,4	5,8	4,7	4,6	8777	1111	8,2	9,1	29,7
<b>O4</b>	-6	0,3	6	5,4	5,8	9364	1009	8	14,9	32,1
<b>O5</b>	-8	0,3	4,1	4,2	4,9	8024	648	6,1	15,4	23,6
<b>O6</b>	-10	0,3	4,5	4,4	4,4	8568	640	6,7	9,8	23,7
<b>O7</b>	-12	0,3	4,1	4	4,1	7618	455	4,9	9	23,6
<b>O8</b>	-14	0,3	4,5	4,7	4,7	9219	637	6,7	8,9	27,2
<b>O9</b>	-16	0,4	4,9	4,2	4	9321	736	6,8	8,9	29,2
<b>O10</b>	-18	0,3	3,9	3,3	3,7	7340	389	5,1	8,4	20,0
<b>O11</b>	-20	0,3	4,5	4,1	4,5	8759	490	6,1	8,4	23,5
<b>O12</b>	-22	0,2	4,4	3,7	3,8	7568	401	6,5	8	21,3
<b>O13</b>	-24	0,3	4,7	4,3	4,4	8823	555	6,1	9,8	28,2
<b>O14</b>	-26	0,3	4	3,8	4	7400	445	5,7	8,3	22,4
<b>O15</b>	-28	0,3	4,5	4,1	4,6	8750	504	6,8	8,4	20,4
<b>O16</b>	-30	0,2	3,4	3,1	3,8	5881	437	5,8	7	18,0
<b>O17</b>	-32	0,3	3,2	3,5	4,2	6809	332	5,1	8,1	20,2
<b>O18</b>	-34	0,3	4,8	4,5	5,1	7551	670	6,6	9,7	32,3
<b>O19</b>	-36	0,2	4,2	4,4	4,9	8300	597	5,6	10,6	37,3
<b>O20</b>	-38	0,3	5,1	5	5,1	8576	903	7,6	11,6	43,0
<b>O21</b>	-40	0,3	4,4	5	5,3	8337	456	6,7	9,6	30,3

Tabelle 28 Ergebnisse der 3. Stufe der Schwermetalleextraktion nach nach RAURET et al. (1999) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Absolutgehalte)

	<b>Tiefe</b> [cm]	<b>Cd</b> µg/g	<b>Co</b> µg/g	<b>Cr</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Fe</b> µg/g	<b>Mn</b> µg/g	<b>Ni</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g
<b>M1</b>	0	0,342	1,50	89,2	28,2	1060	279	16,8	18,1	10,7
<b>M4</b>	-6	0,051	0,728	8,19	0,81	807	221	20,9	22,0	2,56
<b>M7</b>	-12	0	0,969	7,55	0,66	869	222	20,5	21,7	2,60
<b>M10</b>	-18	0,165	4,77	40,5	21,2	1642	289	27,0	29,2	12,4
<b>M13</b>	-24	0,113	1,25	12,3	1,83	1260	318	24,7	26,5	3,73
<b>M16</b>	-30	0,044	0,881	7,10	0,55	677	222	18,7	19,8	2,14
<b>M19</b>	-36	0,391	1,74	138	32,75	1581	367	23,5	25,7	13,8
<b>M23</b>	-44	0,088	0,664	7,11	0,57	705	203	21,9	23,0	2,47
<b>M25</b>	-48	0,079	0,799	9,71	1,32	1118	275	22,2	23,8	3,07
<b>M28</b>	-54	0,141	1,26	11,7	1,58	1498	373	29,5	31,7	4,71
<b>M31</b>	-60	0,095	0,735	9,51	1,37	1021	267	22,9	24,5	3,29
<b>O1</b>	0	0,536	5,81	50,2	8,32	5495	1267	118,3	126,1	13,8
<b>O2</b>	-2	0,083	0,496	4,17	0,66	237	32,5	2,45	2,75	1,42
<b>O3</b>	-4	0,165	0,445	3,11	0,00	130	22,5	1,89	2,05	0,90
<b>O4</b>	-6	0,264	2,03	17,0	3,49	2015	502	47,3	50,4	5,36
<b>O5</b>	-8	0,162	1,55	14,9	1,68	1728	475	35,6	38,2	5,60
<b>O6</b>	-10	0	0,984	12,5	1,50	1297	350	37,1	39,2	4,30
<b>O7</b>	-12	0,186	1,07	13,5	1,71	1355	436	46,0	48,3	4,28
<b>O8</b>	-14	0,176	1,89	17,0	2,89	1979	510	44,2	47,3	5,47
<b>O9</b>	-16	0,105	1,09	39,5	9,75	865	241	16,4	17,6	6,56
<b>O10</b>	-18	0,097	1,21	12,4	1,59	1471	368	34,2	36,4	4,40
<b>O11</b>	-20	0,097	0,721	7,37	1,71	426	82,9	5,62	6,2	1,70
<b>O12</b>	-22	0,082	1,20	12,0	1,55	1300	409	29,3	31,3	4,18
<b>O13</b>	-24	0,089	0,938	9,58	1,23	997	293	20,6	22,1	3,56
<b>O14</b>	-26	0,166	1,47	67,8	19,4	1289	370	23,5	25,3	13,7
<b>O15</b>	-28	0,165	1,26	13,1	1,68	1293	376	31,6	33,6	4,07
<b>O16</b>	-30	0,154	1,63	11,6	1,74	1177	332	31,3	33,0	4,17
<b>O17</b>	-32	0,142	1,02	13,1	1,61	1544	420	33,4	35,8	4,77
<b>O18</b>	-34	0,144	1,66	17,7	2,74	2232	570	57,7	61,3	6,53
<b>O19</b>	-36	0,178	0,863	24,4	6,65	863	196	13,2	14,4	4,44
<b>O20</b>	-38	0	0,323	9,78	1,35	407	77,0	5,85	6,41	1,88
<b>O21</b>	-40	0,296	1,92	84,2	19,5	1307	443	25,7	27,7	11,2

Tabelle 29 Ergebnisse des Residualaufschlusses der Schwermetalleextraktion nach nach RAURET et al. (1999)  
der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Absolutgehalte)

	<b>Tiefe</b> [cm]	<b>Cd</b> µg/g	<b>Co</b> µg/g	<b>Cr</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Fe</b> µg/g	<b>Mn</b> µg/g	<b>Ni</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g
<b>M1</b>	0	0,060	1,35	6,62	3,9	4138	16,2	3,82	1,14	13,1
<b>M4</b>	-6	0,040	0,67	2,4	1,13	2422	7,90	2,23	0,75	5,46
<b>M7</b>	-12	0,140	2,51	14,6	9,13	8813	37,8	7,62	2,63	20,7
<b>M10</b>	-18	0,210	3,01	20,0	15,8	11309	41,6	9,69	5,99	26,8
<b>M13</b>	-24	0,270	4,39	25,1	15,5	14833	57,9	13,2	6,46	34,1
<b>M16</b>	-30	0,370	5,81	36,7	26,4	20035	80,3	18,1	10,99	50,4
<b>M19</b>	-36	0,370	5,13	35,0	29,3	18218	73,0	16,9	26,37	45,0
<b>M23</b>	-44	0,030	0,45	2,3	1,1	1571	5,57	1,44	1,01	7,62
<b>M25</b>	-48	0,050	0,99	4,4	1,98	3189	15,9	2,95	1,23	9,78
<b>M28</b>	-54	0,430	5,99	41,6	28,0	21470	85,7	20,2	7,51	53,1
<b>M31</b>	-60	0,330	4,18	32,6	23,6	15114	60,1	14,5	8,58	43,7
<b>O1</b>	0	0,660	10,9	64,1	28,8	38206	178	34,0	7,93	151
<b>O2</b>	-2	0,340	5,46	31,3	15,6	19327	90,1	16,8	4,27	55,9
<b>O3</b>	-4	0,390	6,25	35,4	18,6	22886	102	19,5	5	55,0
<b>O4</b>	-6	0,380	5,82	32,5	17	20822	95,6	17,7	4,87	60,9
<b>O5</b>	-8	0,310	4,93	28,5	13,7	17586	85,1	14,5	3,91	39,0
<b>O6</b>	-10	0,270	4,51	25,0	14,1	16196	71,5	13,8	3,65	36,7
<b>O7</b>	-12	0,250	3,67	21,3	13,2	14615	63,7	12,2	3,57	43,5
<b>O8</b>	-14	0,430	5,7	32,3	16,0	20877	92,7	17,0	5,15	45,0
<b>O9</b>	-16	0,390	5,38	30,8	16,1	20052	87,1	16,5	4,45	45,5
<b>O10</b>	-18	0,360	5,83	34,3	17,6	20972	96,9	18,4	5,24	61,8
<b>O11</b>	-20	0,300	4,92	27,9	15,5	17296	78,4	14,9	4,09	41,7
<b>O12</b>	-22	0,340	5,19	29,1	15,3	18921	81,0	16,2	4,43	42,9
<b>O13</b>	-24	0,240	3,81	21,4	11,0	14067	60,3	11,8	3,2	49,7
<b>O14</b>	-26	0,330	5,06	29,8	14,8	18501	82,3	15,8	3,93	42,7
<b>O15</b>	-28	0,300	5,09	29,5	14,9	18620	82,2	15,6	3,98	46,6
<b>O16</b>	-30	0,290	5,18	29,8	15,7	18035	85,6	15,1	3,74	42,4
<b>O17</b>	-32	0,270	4,49	27,2	13,3	16119	73,0	14,1	3,64	38,6
<b>O18</b>	-34	0,260	4,43	29,2	13,5	15676	70,3	14,6	3,55	38,4
<b>O19</b>	-36	0,270	4,29	24,9	13,6	15878	68,5	13,2	4,13	47,5
<b>O20</b>	-38	0,280	4,52	27,0	15,0	16174	75,5	13,7	4,33	41,6
<b>O21</b>	-40	0,340	5,57	32,7	16,8	19320	91,4	16,4	4,38	45,2

Tabelle 30 Summe der Extrakte und der Residualaufschlüsse der Schwermetallextraktion nach RAURET et al. (1999) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Absolutgehalte)

	<b>Tiefe</b> [cm]	<b>Cd</b> µg/g	<b>Co</b> µg/g	<b>Cr</b> µg/g	<b>Cu</b> µg/g	<b>Fe</b> µg/g	<b>Mn</b> µg/g	<b>Ni</b> µg/g	<b>Pb</b> µg/g	<b>Zn</b> µg/g
<b>M1</b>	0	0,730	4,16	99,5	38,8	7900	461	23,8	24,8	65,3
<b>M4</b>	-6	0,220	2,09	12,6	6,27	4180	280	24,7	24,3	26,3
<b>M7</b>	-12	1,41	8,05	37,0	37,3	17100	643	48,6	49,2	148
<b>M10</b>	-18	2,57	14,3	79,6	66,4	21800	1010	71,2	65,0	252
<b>M13</b>	-24	3,44	10,7	59,0	55,7	25300	871	65,7	92,3	233
<b>M16</b>	-30	6,28	15,8	78,9	88,6	34900	1310	80,8	112	397
<b>M19</b>	-36	12,3	14,4	230	152	33500	1000	92,2	183	555
<b>M23</b>	-44	0,330	1,98	11,8	4,51	3400	259	26,8	77,4	33,4
<b>M25</b>	-48	0,740	3,72	19,6	12,1	6660	496	33,1	32,5	60,3
<b>M28</b>	-54	6,55	15,7	95,0	101	37200	1210	103	96,8	428
<b>M31</b>	-60	8,84	12,0	98,2	106	28400	895	93,2	104	477
<b>O1</b>	0	2,64	25,5	122	47,9	58400	3450	166	151	236
<b>O2</b>	-2	1,38	11,2	39,9	21,7	28400	1500	32,5	15,7	103
<b>O3</b>	-4	1,37	13,0	43,2	23,9	31800	1530	31,6	16,1	103
<b>O4</b>	-6	1,57	15,2	55,1	27,1	32200	2130	78,0	70,2	127
<b>O5</b>	-8	1,34	12,0	47,8	21,0	27400	2010	62,0	57,5	96,6
<b>O6</b>	-10	1,00	9,95	41,9	20,7	26100	1330	60,1	52,7	78,9
<b>O7</b>	-12	1,18	9,09	38,9	19,7	23600	1240	65,3	60,9	86,2
<b>O8</b>	-14	1,35	12,4	54,0	24,3	32100	1590	69,2	61,4	91,3
<b>O9</b>	-16	1,27	11,5	74,5	30,3	30200	1280	40,7	30,9	95,7
<b>O10</b>	-18	1,10	11,3	50,1	23,3	29800	1310	60,1	50,0	102
<b>O11</b>	-20	1,18	10,7	39,5	22,4	26500	1040	28,9	18,6	84,9
<b>O12</b>	-22	1,00	11,5	44,9	21,1	27800	1200	54,3	43,7	84,4
<b>O13</b>	-24	1,04	10,7	35,4	18,2	23900	1290	42,7	35,3	98,8
<b>O14</b>	-26	1,20	11,2	101	38,6	27200	1270	47,7	37,6	95,1
<b>O15</b>	-28	1,13	11,7	46,9	21,9	28700	1460	58,4	46,0	91,1
<b>O16</b>	-30	1,13	10,8	44,6	21,7	25100	1170	54,5	43,7	81,5
<b>O17</b>	-32	1,01	10,0	43,9	19,6	24500	1340	56,1	47,6	78,7
<b>O18</b>	-34	1,09	11,4	51,6	22	25500	1690	81,4	74,6	98,7
<b>O19</b>	-36	1,03	9,95	53,8	25,8	25100	1320	35,4	29,2	118
<b>O20</b>	-38	1,03	10,5	41,8	22,1	25200	1400	30,1	22,3	118
<b>O21</b>	-40	1,41	13,2	122	42,5	29000	1460	53,0	41,7	110

### 1.3 Phosphorextraktionen

Tabelle 31 Ergebnisse der P-Extraktionen nach PSENNER et al. (1988) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (reaktiver Phosphor)

	<b>Tiefe [cm]</b>	<b>NH<sub>4</sub>Cl µg/g</b>	<b>BD µg/g</b>	<b>NaOH µg/g</b>	<b>HCl µg/g</b>
<b>M1</b>	0	99,5	0,243	32,2	1,00
<b>M4</b>	-6	16,5	0,446	6,3	2,65
<b>M7</b>	-12	42,4	1,23	30,9	0,22
<b>M10</b>	-18	39,1	1,06	28,1	1,17
<b>M13</b>	-24	39,4	1,19	38,7	0,17
<b>M16</b>	-30	73,7	0,733	157	0,0748
<b>M19</b>	-36	74,4	0,774	157	0,119
<b>M23</b>	-44	5,45	0,626	14,6	0,755
<b>M25</b>	-48	14,7	1,53	27	1,03
<b>M28</b>	-54	38,3	1,45	46,1	0,0309
<b>M31</b>	-60	37,9	0,814	123	0,0464
<b>O1</b>	0	57,5	0,659	7,66	5,71
<b>O2</b>	-2	3,39	41,3	1,31	24,4
<b>O3</b>	-4	2,84	63	1,18	12
<b>O4</b>	-6	28	0,531	10,2	10,9
<b>O5</b>	-8	46,1	3,61	14,9	0,236
<b>O6</b>	-10	37,2	5,27	10,5	0,337
<b>O7</b>	-12	14,5	1,51	4,57	40,5
<b>O8</b>	-14	40,9	4,64	17,6	1,31
<b>O9</b>	-16	8,29	18,7	2,8	16,4
<b>O10</b>	-18	12,3	1,97	4,31	50,5
<b>O11</b>	-20	28,8	6,37	11,1	0,306
<b>O12</b>	-22	14	12,7	6,59	3,72
<b>O13</b>	-24	17,5	1,67	6,08	32,7
<b>O14</b>	-26	34,8	5,31	15,1	2,49
<b>O15</b>	-28	27,4	6,23	10,7	2,13
<b>O16</b>	-30	32	5,75	10,1	2,18
<b>O17</b>	-32	22,8	7,92	11,9	4,09
<b>O18</b>	-34	37,6	5,31	14,0	1,74
<b>O19</b>	-36	20,8	7,48	7,88	3,21
<b>O20</b>	-38	32,5	6,12	8,1	1,15
<b>O21</b>	-40	17,9	12,6	4,75	3,3

Tabelle 32 Ergebnisse der P-Extraktionen nach PSENNER et al. (1988) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (nicht reaktiver Phosphor)

		<b>NH<sub>4</sub>Cl</b>	<b>BD</b>	<b>NaOH</b>	<b>HCl</b>
		<b>µg/g</b>	<b>µg/g</b>	<b>µg/g</b>	<b>µg/g</b>
<b>M1</b>	0	211	0,763	39,1	7,74
<b>M4</b>	-6	22,6	0,409	8,8	19,50
<b>M7</b>	-12	582	0,42	391,0	0,276
<b>M10</b>	-18	91	2,11	60,8	5,05
<b>M13</b>	-24	508	0,309	582	0,122
<b>M16</b>	-30	1830	0,214	2210	0,0184
<b>M19</b>	-36	1100	0,35	1370	0,136
<b>M23</b>	-44	35,1	0,652	13,3	9,51
<b>M25</b>	-48	48,3	1,95	25,4	9,39
<b>M28</b>	-54	2630	0,0258	12300	0,00368
<b>M31</b>	-60	1970	0,0995	4270	0,0184
<b>O1</b>	0	5,97	41,3	0,737	8,47
<b>O2</b>	-2	2,43	217	0,619	42,4
<b>O3</b>	-4	4,49	37,6	4,64	4,35
<b>O4</b>	-6	5,64	3,62	8,22	1,83
<b>O5</b>	-8	334	1,2	108	0,122
<b>O6</b>	-10	192	2,93	41,6	0,103
<b>O7</b>	-12	0,774	183	0,192	188
<b>O8</b>	-14	70,7	4,79	38,3	0,431
<b>O9</b>	-16	1,22	446	0,262	75,2
<b>O10</b>	-18	0,553	464	0,0774	376
<b>O11</b>	-20	159	3,6	39,4	0,623
<b>O12</b>	-22	8,62	39,8	4,83	3,54
<b>O13</b>	-24	1,47	10,1	4,61	5,31
<b>O14</b>	-26	14,3	1,88	91,4	1,49
<b>O15</b>	-28	22,8	7,59	18,1	0,98
<b>O16</b>	-30	16,4	13,9	8,77	2,93
<b>O17</b>	-32	16,4	7,99	25,8	1,2
<b>O18</b>	-34	25,5	25,5	6,3	5,16
<b>O19</b>	-36	18,8	27,2	4,64	5,53
<b>O20</b>	-38	39,1	15,3	7,1	4,79
<b>O21</b>	-40	22,1	33,7	3,72	11,3

Tabelle 33 Ergebnisse der P-Extraktionen nach PSENNER et al. (1988) der Sedimentkerne aus Moskva und Oka, Juni 2008. (Refraktäre Fraktion und Summe des Phosphors)

		<b>Refraktär</b>	<b>Summe</b>
		<b>µg/g</b>	<b>µg/g</b>
<b>M1</b>	0	0,7	259
<b>M4</b>	-6	0	51,2
<b>M7</b>	-12	291	1270
<b>M10</b>	-18	25,4	184
<b>M13</b>	-24	851	1940
<b>M16</b>	-30	10200	14200
<b>M19</b>	-36	766	3230
<b>M23</b>	-44	0	59,7
<b>M25</b>	-48	0	86,6
<b>M28</b>	-54	19500	34500
<b>M31</b>	-60	5450	11700
<b>O1</b>	0	6,78	121
<b>O2</b>	-2	3,57	268
<b>O3</b>	-4	44,9	129
<b>O4</b>	-6	50,1	103
<b>O5</b>	-8	608	1050
<b>O6</b>	-10	1220	1460
<b>O7</b>	-12	0,663	391
<b>O8</b>	-14	260	376
<b>O9</b>	-16	1,88	534
<b>O10</b>	-18	0,295	855
<b>O11</b>	-20	151	356
<b>O12</b>	-22	30,9	95,1
<b>O13</b>	-24	34,3	101
<b>O14</b>	-26	45,7	180
<b>O15</b>	-28	103	158
<b>O16</b>	-30	32,1	91
<b>O17</b>	-32	113	174
<b>O18</b>	-34	18,2	100
<b>O19</b>	-36	16,3	77,7
<b>O20</b>	-38	22,6	89,9
<b>O21</b>	-40	12,4	84,4

## 1.5 Sedimentkerne: Phosphorkonzentrationen

Tabelle 34 Phosphorkonzentrationen in den Sedimentproben aus dem Sedimentkern der Moskva (Punkt 42) Juni 2008, Gesamtgehalte und Gehalte der Feinkornfraktion

Tiefe [cm]	P (<20µm) [mg/g]	P (ges) [mg/g]
0	5,95	2,07
-6	8,62	3,84
-12	5,07	2,76
-18	4,96	5,84
-24	4,29	4,84
-30	5,30	7,32
-36	6,38	8,12
-42	5,59	3,68
-48	5,41	4,44
-54	3,58	6,76
-60	5,18	5,11

Tabelle 35 Phosphorkonzentrationen in den Sedimentproben aus dem Sedimentkern der Oka (Punkt 40) Juni 2008, Gesamtgehalte und Gehalte der Feinkornfraktion

Tiefe [cm]	P (<20µm) [mg/g]	P (ges) [mg/g]
0	1,78	1,38
-2	1,66	-
-4	1,57	-
-6	1,95	0,81
-8	1,82	0,69
-10	1,92	1,04
-12	2,05	2,10
-14	2,07	2,14
-16	1,61	2,03
-18	1,64	2,52
-20	1,31	1,38
-22	1,79	1,80
-24	1,86	2,05
-26	1,75	1,99
-28	1,99	1,69
-30	1,77	1,45
-32	1,67	1,79
-34	1,88	1,75
-36	1,89	1,55
-38	1,94	1,66
-40	1,83	1,88



## 1.6 Porenwasser

Tabelle 36 Konzentration der Spurenmetalle im Porenwasser des Probenahmepunkt 40 (Oka), 2008

Tiefe [cm]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Zn [µg/L]
12	0,29	0,19	1,38	17,3	2,16	5,64	161
10	2,16	0,29	0,64	7,82	3,11	2,20	49,3
8	0,78	0,02	0,61	4,75	5,74	4,63	22,7
6	0,81	0,18	2,16	19,6	3,27	11,90	133
4	1,47	0,43	4,33	67,2	11,0	89,1	326
2	0,80	0,28	2,02	14,8	4,58	4,93	74,7
0	11,30	0,43	0,90	11,4	3,95	8,53	118,0
-2	0,69	0,64	0,95	27,3	4,43	8,59	91,4
-4	0,18	0,27	2,95	15,1	2,21	6,10	107
-6	0,36	0,00	1,09	6,75	2,77	3,16	24,0
-8	0,05	0,17	0,55	4,65	1,81	0,33	3,9
-10	0,35	0,89	0,99	4,80	3,20	1,73	29,9
-12	0,12	0,81	1,86	14,9	2,68	6,44	72,6
-14	0,64	1,71	2,29	46,0	5,50	5,73	268
-16	0,74	1,73	1,33	12,6	3,62	15,30	110
-18	0,78	1,52	1,56	15,7	4,33	6,09	83,1
-20	0,34	2,16	0,95	422	2,35	4,78	193
-22	0,35	2,12	1,12	12,9	4,07	3,02	80,8
-24	0,74	2,64	0,93	8,41	3,48	1,48	31,4
-26	0,99	0,94	0,42	5,58	2,42	1,44	22,7
-28	0,95	2,58	1,87	22,8	4,28	5,60	98,9
-30	13,80	1,73	3,02	36,8	20,1	23,9	257
-32	2,13	3,04	1,04	12,1	18,9	6,63	96,3
-34	0,91	2,63	0,96	14,5	5,00	9,88	34,7
-36	0,95	2,32	0,61	6,06	7,98	6,22	43,7
-38	13,00	2,79	1,91	12,2	2,60	8,91	94,3
-40	3,89	2,46	0,83	4,13	3,53	0,91	37,8
-42	0,43	2,61	0,53	2,82	3,16	1,66	275
-44	0,24	2,52	0,55	15,0	3,86	3,49	29,8
-46	1,26	2,60	1,09	4,30	4,36	2,13	32,3
-48	3,01	2,56	0,65	3,56	2,60	5,30	24,1
-50	0,52	2,58	0,98	24,2	14,3	1,94	140
-52	0,71	2,28	0,63	3,50	5,11	1,31	35,3
-54	3,13	2,60	1,73	50,7	5,16	5,60	107
-56	3,39	2,54	1,71	49,1	5,63	6,88	121
-58	0,50	2,90	1,20	3,28	2,90	2,51	34,8
-60	0,45	3,62	0,86	1,75	4,05	1,00	38,7
-62	1,24	3,25	1,31	51,8	23,60	6,38	260
-64	1,36	4,18	0,95	3,32	3,85	6,37	96,2

## 2. Neckar

### 2.1 Oberflächensedimente: Schwermetallkonzentrationen

Tabelle 37 Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Staustufen Lauffen-Mannheim Feudenheim des Neckars im Jahr 2009 (<20 µm)

2009		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
1	Feudenheim	0,997	13,4	64,5	65,0	39,3	37,3	246
2	Schwabenheim	0,847	14,0	63,4	64,9	39,6	40,6	247
3	Heidelberg	0,749	13,9	62,3	58,5	38,8	36,9	232
4	Neckargemünd	0,800	12,9	59,2	63,2	38,3	37,2	232
5	Neckarsteinach	0,749	14,2	64,7	64,4	40,1	37,4	238
6	Hirschhorn	0,849	13,5	68,3	68,1	41,0	37,3	247
7	Rockenau	0,749	13,7	62,3	65,8	39,4	36,2	234
8	Guttenbach	0,749	12,7	56,3	68,3	37,8	34,7	244
9	Neckarzimmern	0,749	13,7	60,2	67,5	39,1	36,8	234
10	Gundelsheim	0,749	13,1	54,5	68,3	37,9	36,9	241
11	Kochendorf	0,778	12,0	35,6	85,7	31,0	39,8	263
12	Heilbronn	0,897	11,8	36,2	76,0	31,2	38,9	253
13	Horkheim	2,515	11,5	52,7	82,6	31,6	45,1	274
14	Lauffen	0,787	11,2	34,0	80,8	30,5	36,6	253

Tabelle 38 Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Staustufen Lauffen-Mannheim Feudenheim des Neckars im Jahr 1998 (<20 µm)

1998		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
1	Feudenheim	1,120	12,0	49,0	81,0	40,0	58,0	350
2	Schwabenheim	0,950	11,9	44,0	72,0	38,0	51,0	297
3	Heidelberg	0,900	12,9	51,0	70,0	39,0	54,0	290
4	Neckargemünd	0,750	12,8	45,0	68,0	42,0	45,0	265
5	Neckarsteinach	0,670	12,1	44,0	69,0	40,0	46,0	280
6	Hirschhorn	0,700	11,3	44,0	69,0	40,0	50,0	269
7	Rockenau	0,850	14,4	51,0	90,0	40,0	58,0	345
8	Guttenbach	0,880	14,1	51,0	89,0	41,0	56,0	338
9	Neckarzimmern	0,970	13,6	53,0	91,0	41,0	57,0	326
10	Gundelsheim	0,950	13,4	53,0	93,0	40,0	58,0	343
11	Kochendorf	1,450	13,2	62,0	97,0	40,0	59,0	373
12	Heilbronn	1,050	13,4	65,0	90,0	38,0	56,0	348
13	Horkheim	1,700	17,1	77,0	100,0	43,0	69,0	371
14	Lauffen	1,250	15,1	72,0	99,0	42,0	59,0	333

Tabelle 39 Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Staustufen Lauffen-Mannheim Feudenheim des Neckars im Jahr 1990 (<20 µm)

1990		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
1	Feudenheim	0,810	10,0	52,0	59,0	34,2	67,0	166
2	Schwabenheim	1,490	13,3	109,0	73,0	40,5	106,0	376
3	Heidelberg	1,400	10,0	76,0	73,0	34,8	60,0	292
4	Neckargemünd	0,840	10,0	62,0	77,0	38,0	50,0	274
5	Neckarsteinach	1,400	8,00	62,0	53,0	30,2	59,0	284
6	Hirschhorn	0,960	6,00	32,0	72,0	22,2	32,0	206
7	Rockenau	0,940	8,00	57,0	54,0	30,4	54,0	260
8	Guttenbach	0,840	8,00	54,0	66,0	28,0	50,0	286
9	Neckarzimmern	1,100	6,00	48,0	64,0	26,2	45,0	224
10	Gundelsheim	0,860	6,00	43,0	55,0	26,4	43,0	210
11	Kochendorf	1,250	8,00	150,0	67,0	34,0	59,0	186
12	Heilbronn	1,100	11,0	156,0	79,0	33,0	64,0	226
13	Horkheim	1,230	9,00	152,0	73,0	28,0	63,0	237
14	Lauffen	1,010	10,0	156,0	66,0	34,0	64,0	233

Tabelle 40 Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Staustufen Lauffen-Mannheim Feudenheim des Neckars im Jahr 1985 (<2 µm)

1985		Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
		[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]	[mg/kg]
1	Feudenheim	2,60	17,0	155	127	44,0	65,0	428
2	Schwabenheim	-	-	-	-	-	-	-
3	Heidelberg	-	-	-	-	-	-	-
4	Neckargemünd	1,20	21,0	106	126	50,0	67,0	369
5	Neckarsteinach	-	-	-	-	-	-	-
6	Hirschhorn	1,50	20,0	101	115	49,0	64,0	331
7	Rockenau	-	-	-	-	-	-	-
8	Guttenbach	2,00	19,0	100	145	52,0	70,0	373
9	Neckarzimmern	3,90	18,0	95,0	146	50,0	68,0	455
10	Gundelsheim	4,30	20,0	92,0	141	51,0	72,0	446
11	Kochendorf	4,40	18,0	114	162	53,0	64,0	379
12	Heilbronn	4,10	21,0	141	205	51,0	67,0	520
13	Horkheim	4,70	22,0	165	234	59,0	86,0	494
14	Lauffen	4,00	23,0	258	201	60,0	97,0	573

Tabelle 41 Schwermetallkonzentrationen im Sediment der Staustufen Lauffen-Mannheim Feudenheim des Neckars im Jahr 1979 (<2 µm)

1979		<b>Cd</b> [mg/kg]	<b>Co</b> [mg/kg]	<b>Cr</b> [mg/kg]	<b>Cu</b> [mg/kg]	<b>Ni</b> [mg/kg]	<b>Pb</b> [mg/kg]	<b>Zn</b> [mg/kg]
1	Feudenheim	18,7	26,0	470	198	95,0	195	910
2	Schwabenheim	14,2	31,0	450	170	86,0	186	860
3	Heidelberg	10,5	27,0	430	148	82,0	144	640
4	Neckargemünd	10,0	26,0	390	148	84,0	133	630
5	Neckarsteinach	11,8	30,0	413	160	93,0	140	900
6	Hirschhorn	8,40	25,0	420	142	79,0	147	720
7	Rockenau	7,70	25,0	330	112	76,0	97	430
8	Guttenbach	36,0	24,0	840	280	109	232	1080
9	Neckarzimmern	10,3	21,0	425	153	85,0	109	550
10	Gundelsheim	22,8	23,0	550	196	95,0	181	700
11	Kochendorf	-	-	-	-	-	-	-
12	Heilbronn	-	-	-	-	-	-	-
13	Horkheim	-	-	-	-	-	-	-
14	Lauffen	-	-	-	-	-	-	-

## 2.2 Sediment Phosphorkonzentrationen

Tabelle 42 Phosphorkonzentrationen in den Sedimenten der Staustufen Lauffen –Mannheim Feudenheim des Neckars (< 20µm)

	<20µm	P [mg/kg]
1	Feudenheim	42,7
2	Schabenheim	25,0
3	Heidelberg	25,6
4	Neckargemünd	35,0
5	Neckarsteinach	27,3
6	Hirschhorn	17,1
7	Rockenau	49,1
8	Guttenbach	45,1
9	Neckarzimmern	41,1
10	Gundelsheim	36,8
11	Kochendorf	41,1
12	Heilbronn	37,5
13	Horkheim	42,3
14	Lauffen	41,9

Tabelle 43 Phosphorkonzentrationen in den Sedimenten der Staustufen Lauffen –Mannheim Feudenheim des Neckars (gesamt Sediment)

	gesamt	P [mg/kg]
1	Feudenheim	39,1
2	Schabenheim	36,4
3	Heidelberg	36,8
4	Neckargemünd	51,6
5	Neckarsteinach	72,3
6	Hirschhorn	39,1
7	Rockenau	56,7
8	Guttenbach	62,1
9	Neckarzimmern	43,0
10	Gundelsheim	39,0
11	Kochendorf	38,9
12	Heilbronn	34,3
13	Horkheim	38,3
14	Lauffen	36,9

## 2.3 Phosphorextraktionen

Tabelle 44 Ergebnisse der Phosphorextraktion nach PSENNER et al. (1988)

		NH <sub>4</sub> Cl [mg/g]	BD [mg/g]	NaOH [mg/g]	HCL [mg/g]	Gesamtgehalt [mg/g]
1	Feudenheim	0,011	0,014	0,130	0,149	1,47
2	Schwabenheim	0,009	0,011	0,104	0,181	0,93
3	Heidelberg	0,009	0,012	0,094	0,177	1,02
4	Neckargemünd	0,008	0,010	0,120	0,151	1,27
5	Neckarsteinach	0,008	0,010	0,095	0,172	0,89
6	Hirschhorn	0,008	0,010	0,103	0,197	0,69
7	Rockenau	0,010	0,012	0,124	0,137	1,40
8	Guttenbach	0,009	0,009	0,148	0,121	1,49
9	Neckarzimmern	0,007	0,007	0,136	0,085	1,44
10	Gundelsheim	0,009	0,010	0,171	0,163	1,46
11	Kochendorf	0,010	0,065	0,066	0,072	1,43
12	Heilbronn	0,006	0,068	0,069	0,029	1,42
13	Horkheim	0,011	0,074	0,116	0,108	1,61
14	Lauffen	0,004	0,072	0,072	0,060	1,54

## 2.4 Sedimentkerne: Schwermetallkonzentrationen

Tabelle 45 Schwermetallkonzentrationen im Sediment des Neckars bei Lauffen (2010), Probenahmepunkt Lauffen 1 (<20 µm)

<b>Tiefe</b> [cm]	<b>As</b> [µg/g]	<b>Cd</b> [µg/g]	<b>Co</b> [µg/g]	<b>Cr</b> [µg/g]	<b>Cu</b> [µg/g]	<b>Fe</b> [mg/g]	<b>Mn</b> [mg/g]	<b>Ni</b> [µg/g]	<b>Zn</b> [µg/g]
<b>0</b>	11,8	0,90	13,1	61,0	78,0	31,7	0,468	41,2	249
<b>-2</b>	11,0	0,89	12,9	58,0	77,1	31,2	0,423	40,2	249
<b>-4</b>	10,6	0,90	12,8	63,2	80,2	31,1	0,399	41,0	248
<b>-6</b>	10,4	0,99	12,6	65,2	81,9	31,2	0,397	42,1	248
<b>-8</b>	11,3	1,17	12,4	69,3	85,8	31,9	0,433	40,5	271
<b>-10</b>	10,6	1,11	11,6	62,3	84,5	29,3	0,430	38,3	259
<b>-12</b>	10,5	1,34	11,9	67,1	91,0	29,5	0,432	39,5	285
<b>-14</b>	10,9	1,61	11,9	73,0	94,0	31,0	0,458	39,9	294
<b>-16</b>	12,3	1,68	12,1	79,4	100	31,5	0,491	41,9	310
<b>-18</b>	12,1	2,51	12,1	89,4	102	32,4	0,588	40,7	334
<b>-20</b>	12,9	2,04	12,5	83,8	88,3	30,6	0,497	42,5	286
<b>-22</b>	12,5	2,09	12,2	83,1	95,2	29,5	0,440	41,5	288
<b>-24</b>	11,6	2,81	12,2	94,7	100	29,0	0,397	44,4	288
<b>-26</b>	12,5	2,37	12,3	87,6	98,4	29,4	0,412	42,5	292
<b>-28</b>	13,5	2,13	12,7	83,5	91,7	29,7	0,426	43,1	295
<b>-30</b>	14,1	1,65	13,2	73,3	75,4	30,2	0,506	43,1	253
<b>-32</b>	13,7	2,13	12,4	86,1	99,5	29,1	0,444	43,7	304
<b>-34</b>	12,9	2,30	12,2	86,6	108	29,1	0,423	43,5	303
<b>-36</b>	12,8	2,39	11,9	91,6	115	28,5	0,401	43,5	316
<b>-38</b>	13,4	2,05	12,6	93,8	104	29,1	0,459	42,9	295
<b>-40</b>	13,1	2,30	11,8	92,9	123	27,2	0,444	43,3	343
<b>-42</b>	11,8	3,13	11,9	110	146	28,4	0,452	45,3	393

Tabelle 46 Schwermetallkonzentrationen im Sediment des Neckars bei Lauffen (2010), Probenahmepunkt Lauffen 2 (<20 µm)

<b>Tiefe</b> [cm]	<b>As</b> [mg/kg]	<b>Cd</b> [mg/kg]	<b>Co</b> [mg/kg]	<b>Cr</b> [mg/kg]	<b>Cu</b> [mg/kg]	<b>Fe</b> [g/kg]	<b>Mn</b> [g/kg]	<b>Ni</b> [mg/kg]	<b>Zn</b> [mg/kg]
<b>0</b>	13,4	1,4	12,2	66,9	80,6	27,9	0,427	39,9	268
<b>-2</b>	10,4	1,0	11,7	58,6	72,4	27,4	0,448	37,3	263
<b>-4</b>	11,4	1,0	12,0	62,2	74,0	28,1	0,437	38,4	272
<b>-6</b>	11,7	1,1	11,2	59,5	75,3	26,4	0,406	36,9	254
<b>-8</b>	11,5	1,3	11,2	65,5	85,5	27,0	0,409	38,3	274
<b>-10</b>	11,8	1,5	11,4	69,0	89,9	27,5	0,387	39,2	282
<b>-12</b>	12,0	1,6	11,5	71,9	98,1	27,5	0,386	39,8	295
<b>-14</b>	11,5	1,8	10,8	76,7	104	26,5	0,391	38,3	299
<b>-16</b>	11,7	2,1	10,8	82,4	112	26,2	0,387	39,5	316
<b>-18</b>	11,6	2,1	10,3	80,6	108	24,7	0,365	38,3	311
<b>-20</b>	12,4	2,1	11,1	85,3	112	26,3	0,387	40,4	311
<b>-22</b>	13,5	2,1	11,2	81,0	105	26,2	0,381	40,3	297
<b>-24</b>	14,1	2,2	12,1	84,8	95	28,0	0,418	44,4	287
<b>-26</b>	16,6	2,1	13,3	86,8	87,9	29,7	0,475	46,6	291
<b>-28</b>	17,1	1,9	14,2	83,5	87,9	30,8	0,501	45,5	296
<b>-30</b>	17,3	1,7	13,8	84,0	92,0	30,7	0,482	45,0	293
<b>-32</b>	14,4	1,7	12,2	74,9	93,1	27,6	0,427	42,3	293
<b>-34</b>	14,0	1,8	13,0	81,1	93	30,2	0,409	44,5	277
<b>-36</b>	14,2	1,8	12,4	77,6	88	28,5	0,375	42,8	266
<b>-38</b>	14,1	2,1	12,7	82,5	99	28,8	0,400	44,3	294
<b>-40</b>	13,2	2,2	11,1	76,5	101	24,9	0,374	41,4	289
<b>-42</b>	12,5	2,3	10,8	81	101	24,7	0,373	40,6	299
<b>-44</b>	15,5	2,3	12,3	86,7	100	27,7	0,416	44,1	311



Tabelle 47 Schwermetallkonzentrationen im Sediment des Neckars bei Lauffen (2007), Probenahmepunkt Lauffen 1 (<20 µm)

<b>Tiefe</b> [cm]	<b>As</b> [mg/kg]	<b>Cd</b> [mg/kg]	<b>Co</b> [mg/kg]	<b>Cr</b> [mg/kg]	<b>Cu</b> [mg/kg]	<b>Fe</b> [g/kg]	<b>Mn</b> [g/kg]	<b>Ni</b> [mg/kg]	<b>Pb</b> [mg/kg]	<b>Zn</b> [mg/kg]
<b>0</b>	10,7	1,03	11,4	54,9	83,0	26,7	0,403	36,1	46,1	279
<b>-2</b>	10,6	1,01	10,8	52,6	78,4	26,1	0,383	34,7	42,6	250
<b>-4</b>	10,6	1,04	10,7	56,0	79,3	26,1	0,394	34,3	44,4	260
<b>-6</b>	10,8	1,09	10,6	57,2	83,4	25,5	0,412	35,4	49,2	285
<b>-8</b>	10,9	1,37	11,0	64,8	83,7	27,4	0,425	37,2	53,6	308
<b>-10</b>	10,5	1,17	10,4	55,6	84,8	25,6	0,373	35,4	47,4	270
<b>-12</b>	10,4	1,30	10,6	63,4	92,7	26,1	0,420	36,5	53,1	293
<b>-14</b>	10,9	1,55	10,6	68,9	94,4	26,7	0,460	37,2	59,8	303
<b>-16</b>	11,6	1,86	11,5	83,5	94,7	28,5	0,485	41,4	72,0	325
<b>-18</b>	11,2	1,79	9,8	64,3	88,1	23,2	0,380	35,4	62,5	274
<b>-20</b>	12,5	2,53	12,1	95,4	102	29,3	0,398	42,1	69,3	320
<b>-22</b>	14,6	2,91	13,4	103	116	31,9	0,450	46,4	78,8	365
<b>-24</b>	14,2	1,69	12,7	73,7	79,6	29,0	0,513	41,4	60,2	268
<b>-26</b>	13,4	1,80	11,8	79,8	90,1	28,0	0,433	39,2	62,3	290
<b>-28</b>	14,1	2,17	11,6	83,0	107	27,6	0,407	40,3	68,0	313
<b>-30</b>	12,7	2,03	10,9	88,4	107	26,2	0,380	39,2	69,9	301
<b>-32</b>	12,0	3,74	11,1	119,4	134	27,3	0,445	41,1	96,4	413
<b>-34</b>	11,3	1,73	10,2	77,1	89,8	23,8	0,340	35,3	60,8	270

## 2.5 Sedimentkerne: Phosphorkonzentrationen

Tabelle 48 Phosphorkonzentrationen im Sediment des Neckars bei Lauffen (2007), Probenahmepunkt Lauffen 1 (<20 µm)

<b>Tiefe</b> <b>[cm]</b>	<b>P</b> <b>[mg/kg]</b>
<b>0</b>	2,30
<b>-2</b>	1,95
<b>-4</b>	1,78
<b>-6</b>	1,94
<b>-8</b>	2,20
<b>-10</b>	1,93
<b>-12</b>	2,24
<b>-14</b>	2,43
<b>-16</b>	2,61
<b>-18</b>	2,02
<b>-20</b>	2,09
<b>-22</b>	2,53
<b>-24</b>	2,02
<b>-26</b>	1,99
<b>-28</b>	2,63
<b>-30</b>	1,97
<b>-32</b>	3,15
<b>-34</b>	1,86

## 2.6 Porenwasser

Tabelle 49 Allgemeine Werte der Porenwasserproben des Punkt Lauffen 1 (2007)

<b>Tiefe [cm]</b>	<b>Temperatur [°C]</b>	<b>pH</b>	<b>Leitfähigkeit [µS/cm]</b>	<b>Alkalinität [mmol/L H+]</b>	<b>Redoxpotential [mV]</b>
14	15,6	8,09	582	0,0050	406
12	13,6	7,8	577	0,0096	439
10	13,6	7,5	557	0,0062	470
8	13,5	7,91	581	0,0061	472
6	14,1	7,75	594	0,0055	487
4	14,5	7,9	604	0,0048	487
2	14,6	7,58	577	0,0057	496
0	15,2	7,79	597	0,0051	491
-2	15,3	7,7	569	0,0056	478
-4	16	7,86	560	0,0061	462
-6	16,3	8,08	569	0,0067	444
-8	16,1	7,92	571	0,0070	460
-10	16,3	7,75	536	0,0064	436
-12	16	7,82	532	0,0074	429
-14	15,9	7,85	604	0,0094	427
-16	16,2	8,18	660	0,0101	413
-18	16,7	8,02	700	0,0114	428
-20	17,5	8,2	759	0,0132	412
-22	17,4	8,2	794	0,0145	412
-24	17,5	7,61	812	0,0144	453
-26	18,5	8,2	846	0,0120	426
-28	17,7	8,25	893	0,0146	417
-30	17,2	8,18	964	0,0169	407
-32	17,4	8,26	1074	0,0145	371
-34	17,4	8,05	1123	0,0180	372
-36	17,4	7,64	1172	0,0186	374
-38	17,6	8	1243	0,0183	372
-40	17,5	7,75	1268	0,0187	377
-42	17,8	7,52	1322	0,0197	414
-44	18,3	7,62	1387	0,0221	414
-46	19,8	7,55	1501	0,0230	427
-48	19,7	7,66	1526	0,0219	443
-50	19,6	7,55	1558	0,0254	427
-52	19,8	7,75	1612	0,0228	408
-54	19,5	7,79	1599	0,0252	414
-56	19,9	7,81	1628	0,0243	408
-58	19,7	7,62	1670	0,0266	417
-60	19,5	7,6	1669	0,0268	417
-62	19,8	7,51	1680	0,0270	428
-64	20	7,46	1682	0,0276	468

Tabelle 50 Konzentration der Spurenmetalle im Porenwasser des Probenahmepunkt Lauffen 1 (2007)

Tiefe [cm]	As [µg/L]	Cd [µg/L]	Co [µg/L]	Cr [µg/L]	Cu [µg/L]	Fe [mg/L]	Mn [mg/L]	Ni [µg/L]	Pb [µg/L]	Zn [µg/L]
14	n.b.	n.b.	n.b.	0	0,004	0,002	0,003	0,002	n.b.	0,005
12	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,004	0,002	0,002	0,001	n.b.	0,194
10	n.b.	n.b.	0	n.b.	0,003	0,003	0,003	0,002	n.b.	0,007
8	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,003	0,002	0,002	0,001	n.b.	0,179
6	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,003	0,002	0,002	0,001	n.b.	0,164
4	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,003	0,002	0,002	0,001	n.b.	0,211
2	n.b.	n.b.	n.b.	n.b.	0,003	0,003	0,003	0,002	n.b.	0,014
0	n.b.	n.b.	0	n.b.	0,002	0,006	0,203	0,001	n.b.	0,237
-2	n.b.	n.b.	0,001	0	0,001	0,01	0,596	0,002	n.b.	0,277
-4	n.b.	n.b.	0	n.b.	0,001	0,005	0,292	0,001	n.b.	0,085
-6	0,001	n.b.	0	n.b.	0,001	0,004	0,306	0,001	n.b.	0,144
-8	n.b.	n.b.	0	n.b.	0,001	0,004	0,315	0,001	n.b.	0,146
-10	n.b.	n.b.	0,001	n.b.	0	0,013	0,716	0,001	n.b.	0,01
-12	0,007	n.b.	0,001	n.b.	n.b.	0,018	0,73	0,001	n.b.	0,008
-14	n.b.	n.b.	0,001	0	0,001	0,011	0,902	0,002	n.b.	0,185
-16	0,004	n.b.	0,001	n.b.	0,001	0,013	0,967	0,001	n.b.	0,174
-18	n.b.	n.b.	0,002	n.b.	0,001	0,012	1,07	0,001	n.b.	0,144
-20	n.b.	n.b.	0,002	n.b.	0,001	0,013	1,12	0,002	n.b.	0,119
-22	n.b.	n.b.	0,002	0	0,002	0,014	1,14	0,001	n.b.	0,129
-24	0,001	n.b.	0,001	0	0,001	0,014	1,16	0,001	0,001	0,115
-26	n.b.	n.b.	0,001	n.b.	0,001	0,012	1,14	0,002	n.b.	0,148
-28	n.b.	n.b.	0,001	n.b.	0,001	0,014	1,28	0,002	n.b.	0,149
-30	n.b.	n.b.	0,002	0	0,002	0,015	1,39	0,002	n.b.	0,124
-32	n.b.	n.b.	0,001	n.b.	0,001	0,008	0,772	0,001	n.b.	0,103
-34	n.b.	n.b.	0,002	0	0,002	0,287	1,61	0,002	n.b.	0,106
-36	n.b.	n.b.	0,003	n.b.	0,001	6,16	1,86	0,001	n.b.	0,011
-38	n.b.	n.b.	0,003	0,001	0,001	0,247	1,71	0,002	0	0,114
-40	n.b.	0	0,003	0	0,001	6,67	1,9	0,002	n.b.	0,088
-42	n.b.	0	0,003	0	0,001	7,21	2,02	0,001	n.b.	0,083
-44	0,001	0	0,003	0	0,001	5,84	2,02	0,001	n.b.	0,085
-46	n.b.	0	0,004	n.b.	0,001	10,8	2,18	0,002	0,001	0,082
-48	n.b.	0	0,004	0	0,001	7,07	2,12	0,002	n.b.	0,072
-50	n.b.	0	0,004	0,001	0,001	7,97	2,18	0,001	0,001	0,064
-52	n.b.	0	0,004	0,001	0,001	8,7	2,27	0,001	n.b.	0,065
-54	n.b.	0	0,004	0	0,001	7,22	2,15	0,002	n.b.	0,074
-56	0,003	0	0,004	0,001	0,002	6,8	2,16	0,001	n.b.	0,088
-58	n.b.	0,001	0,004	0	0,001	12,7	2,33	0,002	0,001	0,061
-60	n.b.	0	0,004	0	0,001	12	2,34	0,001	n.b.	0,055
-62	n.b.	0,001	0,004	0,001	0,002	12,5	2,37	0,002	n.b.	0,079
-64	n.b.	0	0,005	0	0,001	12,2	2,38	0,002	n.b.	0,069

## 2.7 Allgemeine Daten

Tabelle 51 Allgemeine Daten zur Probenahme am Neckar (2009)

		<b>T</b> [°C]	<b>pH</b>	<b>Leitfähigkeit</b> [µS/cm]	<b>Sauerstoffgehalt</b> [mg/L]
1	Feudenheim	21,4	8,19	797	4,8
2	Schwabenheim	21,9	8,06	804	4,27
3	Heidelberg	21,6	8,05	793	4,14
4	Neckargemünd	21,5	8,08	797	4,35
5	Neckarsteinach	22,6	8,03	829	4,15
6	Hirschhorn	22,5	8,02	824	3,97
7	Rockenau	22,6	7,98	845	4,12
8	Guttenbach	22,3	8,06	861	3,9
9	Neckarzimmern	21,6	8,02	874	3,81
10	Gundelsheim	21,7	8,07	880	4,26
11	Kochendorf	11,6	7,84	768	8,75
12	Heilbronn	10,5	7,92	785	8,88
13	Horkheim	11,5	7,83	785	8,8
14	Lauffen	12,1	8,05	801	8,96

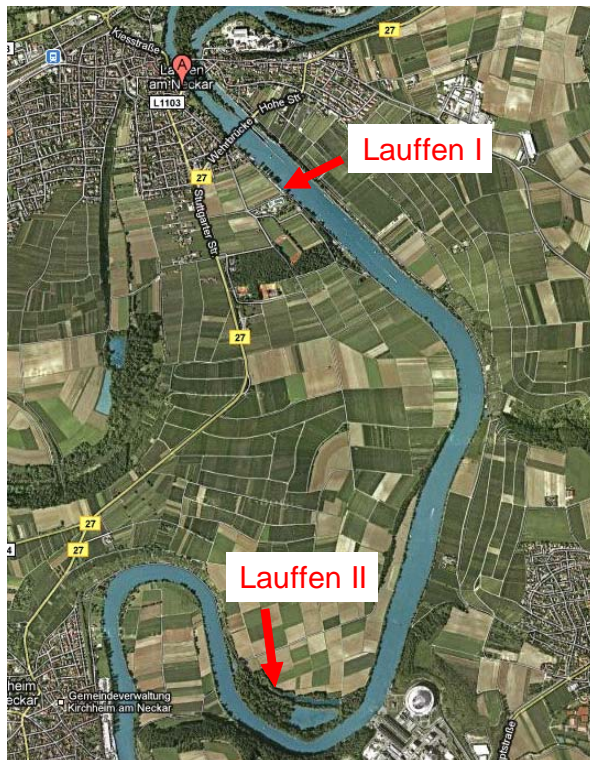
Tabelle 52 Konzentrationen der Anionen in den Oberflächenwasserproben des Neckars (2009)

		<b>Cl</b> [mg/L]	<b>NO2</b> [mg/L]	<b>NO3</b> [mg/L]	<b>PO4</b> [mg/L]	<b>SO4</b> [mg/L]
1	Feudenheim	53,3	-	18,4	0,434	123
2	Schwabenheim	56,3	-	18,8	0,080	122
3	Heidelberg	52,9	0,0048	18,4	0,167	122
4	Neckargemünd	52,3	0,0051	18,4	0,036	125
5	Neckarsteinach	54,7	-	18,3	0,175	132
6	Hirschhorn	55,5	0,0349	18,2	-	131
7	Rockenau	56,6	0,0330	18,2	0,124	138
8	Guttenbach	56,9	0,0377	18,4	0,004	138
9	Neckarzimmern	60,6	0,0238	19,0	0,297	138
10	Gundelsheim	60,2	0,06	18,8	0,015	141
11	Kochendorf	54,0	-	19,2	-	120
12	Heilbronn	53,8	-	19,1	-	121
13	Horkheim	54,5	-	18,9	-	120
14	Lauffen	57,3	-	19,1	-	121

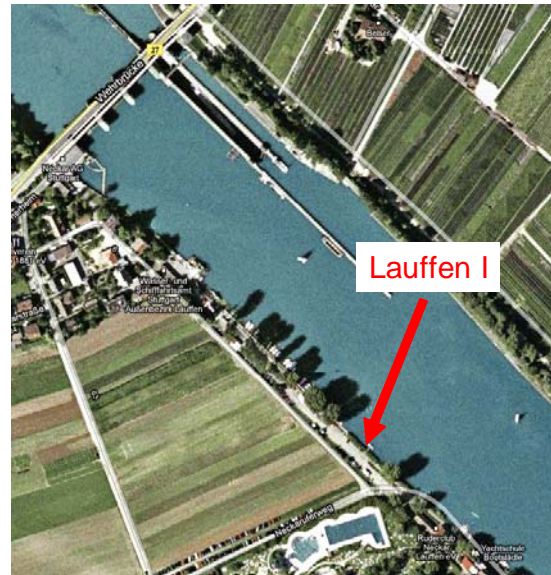
Tabelle 53 Konzentrationen der Kationen in den Oberflächenwasserproben des Neckars (2009)

		Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	Pb	Zn
		mg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	µg/l	mg/l	mg/l	µg/l	mg/l	µg/l	µg/l	µg/l
1	Feudenheim	114	0,123	0,209	0,224	4,09	49,7	10,8	22,3	30,1	32,2	2,3	n nb	17,2
2	Schwabenheim	114	0,148	n nb	0,367	2,26	39,7	10,9	22,2	29,3	34,3	1,85	n nb	9,94
3	Heidelberg	113,1	0,082	0,413	0,356	2,44	42,4	10,6	21,8	29,6	31,3	1,92	n nb	10
4	Neckargemünd	118	0,151	0,529	1,08	4,18	375	10,8	22,8	67,4	31,3	2,58	0,514	21,2
5	Neckarsteinach	121	0,102	n nb	0,353	3,94	78,3	10,8	23,4	38,3	33,2	3,41	n nb	16,1
6	Hirschhorn	119	0,127	0,338	0,506	2,69	87,1	10,9	23,2	56	32,7	1,78	n nb	12
7	Rockenau	129	0,144	0,665	0,353	2,6	44,6	11,5	24,4	43,4	35,1	1,94	n nb	24,9
8	Guttenbach	126	0,144	n nb	0,447	2,66	98,1	10,9	24,6	35,6	34,51	1,78	n nb	11,4
9	Neckarzimmern	126	0,141	0,371	0,567	2,96	117	11,51	25,01	38,5	36,8	2,22	n nb	19,1
10	Gundelsheim	126	n nb	n nb	0,382	2,21	43,4	11,3	25	30,6	36,5	1,74	n nb	7,81
11	Kochendorf	113	n nb	n nb	n nb	5,16	61,9	8,26	20,2	19,7	35,8	n nb	n nb	31,9
12	Heilbronn	115	n nb	n nb	n nb	n nb	54,8	8,17	20,1	19,5	35	n nb	n nb	38,4
13	Horkheim	116	n nb	n nb	n nb	n nb	72,9	8,13	20,4	21,2	35,6	n nb	n nb	14,7
14	Lauffen	116	n nb	n nb	n nb	n nb	83	8,41	20,2	21,4	37,4	n nb	n nb	26,8

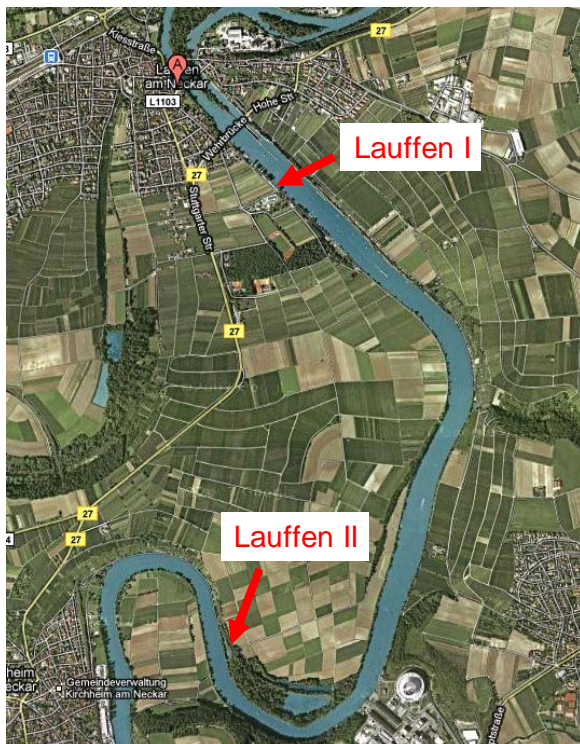
Lage des Probenahmepunktes Lauffen I:



Koordinaten: 49.069784,9.163926 :  
Bootssteg



Lage des Probenahmepunktes Lauffen II:



Koordinaten: 49.045514,9.160274 :  
Überschwemmungsbereich, sehr  
flaches Wasser (~30 cm) im Auwald

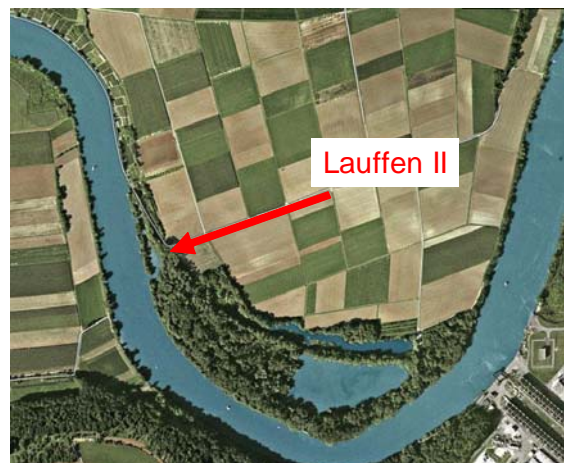


Abbildung 69 Lage der Probenahmepunkte in Lauffen, an denen Sedimentkerne und Porenwasserproben entnommen wurden

## Eidesstattliche Erklärung:

Ich erkläre hiermit, dass ich die vorgelegte Dissertation selbst verfasst und mich keiner anderen als der von mir ausdrücklich bezeichneten Quellen und Hilfen bedient habe.

---

Höpke Andresen