

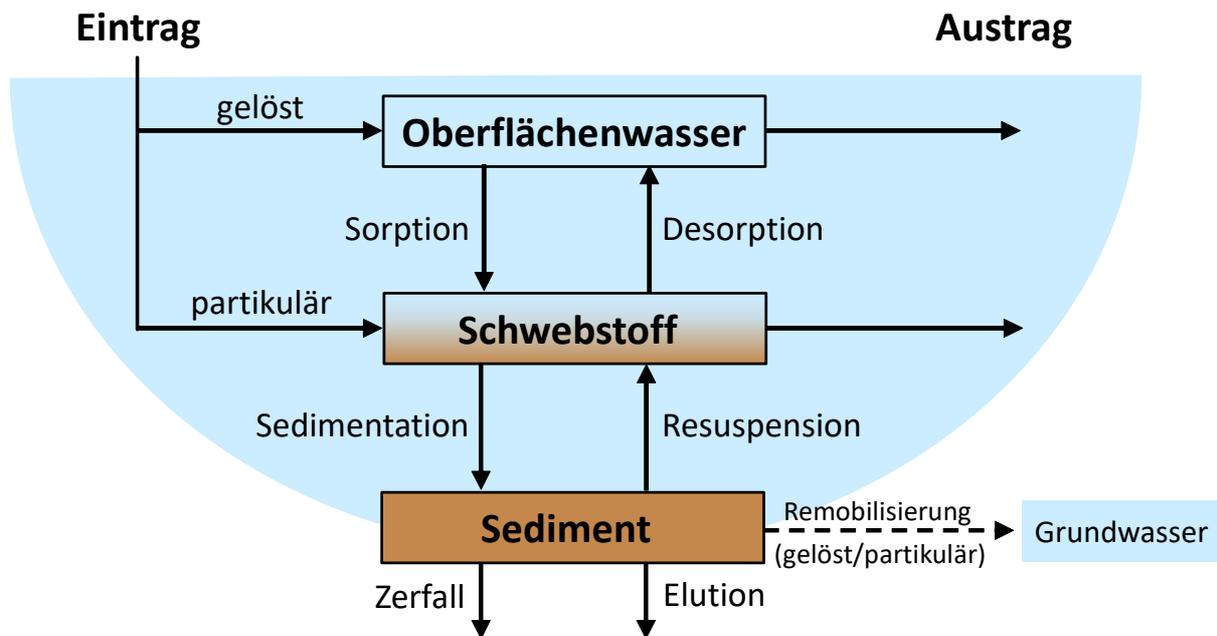
J. Wiederhold, A. Schmidt

Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Koblenz

Leitstelle für Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment in Binnengewässern (Leitstelle C)

Die Radioaktivität in Binnengewässern entsteht durch den Zerfall von natürlichen und künstlichen Radionukliden in Wasser, Schwebstoffen und Sediment. Zu den relevanten natürlichen Radionukliden zählen einerseits das aus der Verwitterung von Gesteinen freigesetzte sehr langlebige  $^{40}\text{K}$  sowie die Bestandteile der Zerfallsreihen von  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{232}\text{Th}$ . Zum anderen tragen auch kosmogene Nuklide, die ständig neu gebildet und über die Atmosphäre in Gewässer eingetragen werden, zur natürlichen Radioaktivität bei (z. B.  $^3\text{H}$  und  $^7\text{Be}$ ). Die wichtigsten künstlichen Radionuklide, die in Binnengewässern vorkommen, sind  $^3\text{H}$ ,  $^{58}\text{Co}$ ,  $^{60}\text{Co}$ ,  $^{90}\text{Sr}$ ,  $^{131}\text{I}$  und  $^{137}\text{Cs}$ . Tritium ( $^3\text{H}$ ) stammt heutzutage, neben dem natürlichen kosmogenen Anteil, aus den Ableitungen kerntechni-

scher Anlagen und Isotopen verarbeitender Betriebe. Die langlebigen Spaltprodukte  $^{90}\text{Sr}$  und  $^{137}\text{Cs}$  wurden hauptsächlich durch die Fallouts der oberirdischen Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl im Jahr 1986, hier insbesondere  $^{137}\text{Cs}$ , in die Gewässer eingetragen. Signifikante Einträge des Reaktorunfalls von Fukushima im Jahr 2011 konnten dagegen in Binnengewässern in Deutschland nicht nachgewiesen werden. In geringem Umfang werden die aus dem Normalbetrieb kerntechnischer Anlagen stammenden Aktivierungsprodukte  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  in Gewässern gefunden. Das vergleichsweise kurzlebige  $^{131}\text{I}$  (HWZ: 8 Tage) stammt dagegen meist aus nuklearmedizinischen Anwendungen.



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

**Abbildung 7.1**  
Verhalten von Radionukliden in Fließgewässern

In Binnengewässern wird die Radioaktivität in den Kompartimenten Oberflächenwasser, Schwebstoff und Sediment ermittelt (Abbildung 7.1). Die Überwachung der dynamischen Kompartimente Oberflächenwasser und Schwebstoff ermöglicht es, aktuelle Einträge und kurzfristige Veränderungen radioaktiver Kontaminationen in Gewässern zeitnah und mit hoher Genauigkeit zu erfassen.

Hierbei ist zu berücksichtigen, dass Radionuklide in Fließgewässern in gelöster Form oder partikulär gebunden mit Wasser bzw. Schwebstoffen über weite Strecken flussabwärts verfrachtet werden können. Die Sedimentation von Schwebstoffen erfolgt bevorzugt in Stillwasserbereichen, wie sie z. B. Häfen, Bühnenfelder, Altarme, Stauhaltungen und Uferböschungen darstellen, was

dort zu einer Anreicherung von Radionukliden im Sediment führen kann. Die Sedimente stellen das Langzeitspeichermedium von Radionukliden in Gewässern dar. In Sedimenten lassen sich somit die langfristigen Auswirkungen radioaktiver Kontaminationen verfolgen. Um präzise Rückschlüsse über zeitliche Trends ziehen zu können, ist jedoch eine Altersbestimmung der genommenen Sedimentproben erforderlich. Eine spätere Weiterverfrachtung bereits abgelagerter Radionuklide infolge Resuspension von Sedimenten, beispielsweise bei Hochwasserereignissen, ist möglich und kann wiederum über Schwebstoffmessungen verfolgt werden. Die Verteilung verschiedener Radionuklide zwischen der Wasserphase und der

Festphase (Schwebstoffe/Sedimente) sowie ihr Transportverhalten in Fließgewässern lässt sich aus dem geochemischen Verhalten der jeweiligen chemischen Elemente ableiten. So wird  $^3\text{H}$  als Bestandteil des Wassermoleküls relativ schnell transportiert und eignet sich daher gut für Traceranwendungen in der Hydrologie, während beispielsweise  $^{60}\text{Co}$  und  $^{137}\text{Cs}$  eine starke Affinität zur Bindung an Partikeloberflächen aufweisen, wodurch sie sich überwiegend in Schwebstoffen und Sedimenten finden und entsprechend langsamer transportiert werden. Ein kleiner Teil der Radionuklide in Binnengewässern wird von Biota aufgenommen (z. B. Wasserpflanzen, Fische) und kann somit in die Nahrungskette gelangen.

**Tabelle 7.1**  
**Typische Aktivitätskonzentrationen bzw. spezifische Aktivitäten natürlicher Radionuklide in Binnengewässern (Daten aus dem Routinemessprogramm zum StrlSchG)**

Kompartiment	Radionuklid	Wertebereich
Oberflächenwasser (Bq/l)	$^3\text{H}$ (kosmogener Anteil)	0,5 bis 1
	$^7\text{Be}$	bis 0,5
	$^{40}\text{K}$	0,01 bis 5
	$^{232}\text{Th}$	bis 0,1
	$^{235}\text{U}$	bis 0,05
	$^{238}\text{U}$	bis 0,1
Schwebstoff und Sediment (Bq/kg TM)	$^7\text{Be}$	bis 1000
	$^{40}\text{K}$	50 bis 1000
	$^{232}\text{Th}$	bis 100
	$^{235}\text{U}$	bis 10
	$^{238}\text{U}$	bis 100

Regionale Unterschiede in den Gehalten natürlicher Radionuklide in Binnengewässern (Tabelle 7.1) sind im Wesentlichen auf den geogenen Hintergrund des jeweiligen Einzugsgebietes sowie auf anthropogene Einflüsse zurückzuführen. So reichte im Berichtszeitraum etwa die Spanne der mittleren Aktivitätskonzentration von  $^{40}\text{K}$  in Oberflächenwasser von 0,02 Bq/l in der Sösetalsperre (Harz, Niedersachsen), deren ionenarmes Wasser natürlicherweise einen geringen Härtegrad aufweist, bis hin zu 4,7 Bq/l in der durch den Kalibergbau beeinflussten Werra (Gerstungen, km 137,5, Thüringen). Die historischen Folgen des Uranbergbaus lassen sich beispielsweise in Oberflächenwasser der Weißen Elster (Bad Köstritz, km 126,0, Thüringen) mit mittleren Aktivitätskon-

zentrationen im Berichtszeitraum von 0,038 Bq/l  $^{238}\text{U}$  bzw. 0,0018 Bq/l  $^{235}\text{U}$  erkennen. Höhere mittlere spezifische Aktivitäten von  $^{238}\text{U}$  in Schwebstoff- und Sedimentproben wurden im Berichtszeitraum zum Beispiel in der Saale (Schkopau, km 109,0, Sachsen-Anhalt) mit 89 Bq/kg Trockenmasse (TM) und der Elbe (Hamburg, Bunthaus km 609,8) mit 70 Bq/kg TM gemessen. Die Gehalte natürlicher Radionuklide in Binnengewässern unterliegen jedoch nur relativ geringen zeitlichen Schwankungen und bedürfen daher normalerweise keiner besonderen Überwachung.

Die kontinuierliche Überwachung der Binnengewässer auf radioaktive Stoffe konzentriert sich

daher insbesondere auf die künstlichen Radionuklide. Es gilt ihre Veränderungen innerhalb der Gewässer zu erfassen sowie mögliche Auswirkungen auf Menschen und Umwelt abzuschätzen. Die entsprechenden Überwachungsprogramme basieren auf dem Strahlenschutzgesetz (StrlSchG) sowie der Strahlenschutzverordnung (StrlSchV) und sind in der AVV-IMIS sowie der REI näher ausgeführt. Die Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) betreibt mit Unterstützung der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung (WSV) ein Bundesmessnetz mit 40 Stationen an den Bundeswasserstraßen. Die Messstellen der Länder überwachen die weiteren Fließgewässer sowie stehende Gewässer (Seen, Talsperren), wobei jeweils in regelmäßigen Abständen (z. B. monatlich oder quartalsweise) Proben von Oberflächenwasser, Schwebstoffen und Sediment den Gewässern entnommen und untersucht werden. Eine ausführlichere Darstellung der ermittelten Messergebnisse im Berichtszeitraum findet sich in den jeweiligen Jahresberichten des BMU zur „Umweltradioaktivität und Strahlenbelastung“. Eine zusammenfassende Bewertung des radiologischen Gütezustands der Binnengewässer ergibt für den vorliegenden Berichtszeitraum 2017 bis 2019 folgendes Bild:

In **Oberflächenwasser** lagen die Aktivitätskonzentrationen von Tritium ( $^3\text{H}$ ) im Jahresmittel überwiegend unterhalb der im Routinemessprogramm (RMP) für die Messstellen der Länder geforderten Nachweisgrenze (NWG) von 10 Bq/l (Abbildung 7.2). Leicht höhere Werte wurden lediglich in Flüssen gemessen, in die eine genehmigte Ableitung von  $^3\text{H}$  aus kerntechnischen Anlagen erfolgt, aber auch hier lagen die Jahresmittelwerte bei maximal 39 Bq/l (Mosel, Wincheringen km 222,2) bzw. 22 Bq/l (Ems, Geeste km 106,3). Diese Werte nahmen im weiteren Verlauf flussabwärts jeweils auf maximal 16 Bq/l (Mosel, Koblenz km 2,0) bzw. 6 Bq/l (Ems, Terborg km 24,6) ab. In der historischen Übersicht in Abbildung 7.2 lässt sich die Inbetriebnahme des KKW Cattenom 1986 (Mosel) sowie des KKW Emsland 1988 (Ems) erkennen. Die in den 1970er Jahren erhöhten und dann gleichmäßig abfallenden  $^3\text{H}$ -Werte lassen sich dagegen überwiegend auf die Nachwirkungen der oberirdischen Kernwaffentests zurückführen.

Die mittleren Aktivitätskonzentrationen von  $^{90}\text{Sr}$  in Oberflächenwasser lagen meist unter der NWG des RMP von 0,01 Bq/l. Maximale Einzelwerte von 0,026 Bq/l bzw. 0,025 Bq/l wurden an der Weser (Rinteln, km 163,2) bzw. der Weißen Elster (Bad Köstritz, km 126,0) gemessen, wobei auch

hier die jeweiligen Jahresmittelwerte unter 0,01 Bq/l lagen. Die in Abbildung 7.3 hervorgehobenen Jahresmittelwerte des Berichtszeitraums für  $^{90}\text{Sr}$  in Oberflächenwasser aus verschiedenen Fließgewässern scheinen einen leichten Anstieg gegenüber den Vorjahren zu zeigen, wobei die Werte weiterhin in einem sehr niedrigen Bereich liegen und die relativ hohen Messgenauigkeiten von 30-40 % für diesen Wertebereich berücksichtigt werden müssen. Die weitere Entwicklung dieses möglichen Trends wird jedoch über die nächsten Jahre weiter im Auge behalten. Messungen von  $^{90}\text{Sr}$  in Sedimenten wurden nur sehr vereinzelt durchgeführt, v. a. im Rahmen der Umgebungsüberwachung kerntechnischer Anlagen (REI), wobei als maximaler Einzelwert eine spezifische Aktivität von 8,15 Bq/kg TM in der Mosel (Perl/Apach, km 242,6) gemessen wurde.

Das Vorkommen von  $^{137}\text{Cs}$  in Oberflächenwasser ist vor allem im historischen Kontext des Tschernobyl-Unfalls zu betrachten. In der logarithmischen Auftragung der Aktivitätskonzentrationen von  $^{137}\text{Cs}$  in verschiedenen Fließgewässern (Abbildung 7.4) lassen sich die stark erhöhten Werte im Jahr 1986 erkennen, gefolgt von einem relativ raschen Rückgang auf Werte unterhalb der geforderten NWG des RMP von 0,01 Bq/l (Bund) bzw. 0,05 Bq/l (Länder). In der Donau, die stärker als andere Flüsse vom Tschernobyl-Fallout betroffen war, verlief dieser Rückgang etwas langsamer; seit etwa 2000 bewegen sich aber auch hier die Werte in einem tiefen Hintergrundbereich. Im Berichtszeitraum konnte in der überwiegenden Zahl der Oberflächenwasserproben aus Fließgewässern und stehenden Gewässern kein  $^{137}\text{Cs}$  nachgewiesen werden. In diesem Fall wurden die Jahresmittelwerte aus den erreichten NWG berechnet (weißer Symbolinhalt in Abbildung 7.4), dies stellt somit eine obere Grenze und eine Überschätzung der tatsächlichen Werte dar. Maximale Einzelwerte für  $^{137}\text{Cs}$  wurden im Berichtszeitraum für Fließgewässer mit 0,038 Bq/l in der Elbe (Billwerder Bucht, km 618,0) und für stehende Gewässer mit 0,044 Bq/l im Arendsee (Sachsen-Anhalt) gemessen.

Auch in den Kompartimenten Schwebstoff und Sediment sind die spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  überwiegend auf die Nachwirkungen des Tschernobyl-Unfalls zurückzuführen, wobei auch heute noch regional erhöhte Werte gemessen werden. Aus den wiederum logarithmisch aufgetragenen spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Schwebstoffen (Abbildung 7.5) lassen sich die stark erhöhten Werte ab 1986 gefolgt von einem gegenüber dem Oberflächenwasser langsamer

verlaufenden Rückgang erkennen. Auch im Berichtszeitraum lagen die meisten Werte in Schwebstoffproben noch oberhalb der NWG des RMP von 5 Bq/kg TM und beispielsweise in der Donau auch noch deutlich über den Werten von vor 1986 (Abbildung 7.5). Die höchsten Einzelwerte der spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Schwebstoffen lagen in Fließgewässern bei 72,8 Bq/kg TM (Donau, Ulm-Wiblingen, km 2590,8). In stehenden Gewässern wurde der Maximalwert mit 303 Bq/kg TM im Steinhuder Meer (Niedersachsen) gefunden. Letzterer kann darauf zurückgeführt werden, dass das langlebige Nuklid  $^{137}\text{Cs}$  in einem von Mudden (Seeschlamm) geprägten, grundwassergespeisten Flachsee mit geringem Abfluss und viel Wassersport als sedimentbürtiger Schwebstoff remobilisiert wird.

Die spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Sedimenten (Abbildung 7.6) zeigen einen ähnlichen zeitlichen Verlauf in Bezug auf den Tschernobyl-Unfall wie die Schwebstoffproben (Abbildung 7.5). Auch hier lagen die Werte im Berichtszeitraum überwiegend oberhalb der NWG des RMP von 5 Bq/kg TM. Maximale Einzelwerte für  $^{137}\text{Cs}$  in Fließgewässern wurden mit 119 Bq/kg TM in der Weser (Minden, km 204,4) und 73,7 Bq/kg TM in der Elde (Parchim, km 72,5) gemessen. In stehenden Gewässern wurden die höchsten spezifischen Aktivitäten von  $^{137}\text{Cs}$  in Sedimenten im Schollener See (Sachsen-Anhalt) mit bis zu 323 Bq/kg TM gemessen, was sich auf verstärkte atmosphärische Deposition durch lokale Niederschlagsereignisse kurz nach dem Tschernobyl-Unfall zurückführen lässt. Weitere Beispiele für erhöhte Sedimentgehalte von  $^{137}\text{Cs}$  in stehenden Gewässern mit jeweils mehreren Messungen  $>120$  Bq/kg TM stellen die Aabach-Talsperre (Nordrhein-Westfalen), der Schweriner See (Mecklenburg-Vorpommern), das Steinhuder Meer (Niedersachsen), der Wittensee (Schleswig-Holstein) und der Starnberger See (Bayern) dar.

Die von kerntechnischen Anlagen eingeleiteten anlagenspezifischen Spalt- und Aktivierungsprodukte waren abgesehen von  $^3\text{H}$  (siehe oben) im Fernbereich der jeweiligen Anlagen in Binnengewässern im Allgemeinen nicht nachweisbar oder wegen der Vorbelastung aus anderen Quellen (Fallouts, Nuklearmedizin) nicht eindeutig zuordenbar. Ausnahmen stellen der vereinzelte Nachweis von  $^{58}\text{Co}$  und  $^{60}\text{Co}$  in Schwebstoffen und Sedimenten dar, wobei die mittleren spezifischen Aktivitäten meist unterhalb der geforderten NWG des RMP (Länder) von 5 Bq/kg TM lagen. Maximalwerte wurden jeweils an der Mosel (Perl, km 241,96) mit spezifischen Aktivitäten von 9,7 Bq/

kg TM für  $^{58}\text{Co}$  und 12,8 Bq/kg TM für  $^{60}\text{Co}$  gemessen. An der Mosel wurde zudem gelegentlich auch das künstliche Radionuklid  $^{110\text{m}}\text{Ag}$  mit spezifischen Aktivitäten bis 3,5 Bq/kg TM in Schwebstoffen und Sedimenten gemessen, welches genauso wie das vereinzelt in Rhein (Philippsburg, km 389,7) und Donau (Gundelfingen, km 2548,5) nahe an Ausläufen bzw. Entwässerungskanälen in Sedimenten nachgewiesene  $^{54}\text{Mn}$  vermutlich aus den Ableitungen der jeweiligen kerntechnischen Anlagen stammt. Aus den historischen Trends der Jahresmittelwerte von  $^{60}\text{Co}$  in ausgewählten Fließgewässern in Schwebstoffen (Abbildung 7.7) und Sedimenten (Abbildung 7.8) lässt sich erkennen, dass die Messwerte im Berichtszeitraum, wie bereits seit ungefähr dem Jahr 2000, überwiegend unterhalb der erreichten NWG lagen. Lediglich an der Mosel lässt sich in Sedimenten ein leicht ansteigender Trend gegenüber den Vorjahren beobachten; dies wird in den nächsten Jahren weiter beobachtet werden.

Ein Bereich, der in letzter Zeit auch in Binnengewässern stärker an Bedeutung gewonnen hat, sind künstliche Radionuklide, die aus der Nuklearmedizin stammen. Dabei handelt es sich überwiegend um relativ kurzlebige Nuklide wie beispielsweise  $^{131}\text{I}$  (HWZ: 8 Tage),  $^{177}\text{Lu}$  (HWZ: 6,6 Tage) oder  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  (HWZ: 6 Stunden), die in der Medizin zu diagnostischen Zwecken oder zur Behandlung eingesetzt werden. Das Abwasser nuklearmedizinischer Einrichtungen wird zwar erst nach einer längeren Abklingphase kontrolliert abgeleitet, jedoch kommt es durch die Ausscheidungen der behandelten Patienten nach der Entlassung aus der Klinik über die Kläranlagen zu Einträgen von Radionukliden in Gewässer. Bedingt durch die relativ kurzen HWZ stellen die Zeitspanne zwischen Probenahme und Messbeginn sowie die Probenart (z. B. Einzel- oder Mischprobe) wichtige Parameter für den Nachweis von Radionukliden aus medizinischen Anwendungen in Gewässern dar. Da in vielen Fällen Monatsmischproben mit Bezugsdatum Monatsmitte untersucht werden, können kurzlebige Nuklide wie beispielweise  $^{99\text{m}}\text{Tc}$  in Binnengewässern in der Regel nicht nachgewiesen werden.

Insbesondere  $^{131}\text{I}$  wird aber in den letzten Jahren an einzelnen Messstationen regelmäßig in Schwebstoffen und vereinzelt auch in Oberflächenwasser und Sedimenten nachgewiesen. Auch wenn es sich bei  $^{131}\text{I}$  um ein Nuklid handelt, welches als Spaltprodukt in kerntechnischen Anlagen entsteht und dem im Zusammenhang mit Freisetzungen durch Unfälle (z. B. Tschernobyl) eine große Bedeutung zukommt, so wird inzwi-

schen die Nuklearmedizin als Hauptquelle des in den letzten Jahren in Binnengewässern nachgewiesenen  $^{131}\text{I}$  angenommen. Die Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten von  $^{131}\text{I}$  in Schwebstoffproben der Mosel und des Rheins zeigen im Berichtszeitraum keinen eindeutigen Trend, der Anteil von Proben mit Gehalten oberhalb der NWG nimmt jedoch tendenziell zu (Abbildung 7.9). Die maximalen Einzelwerte betragen 86 Bq/kg TM an der Mosel (Trier, km 196,0) bzw. 31 Bq/kg TM am Rhein (Weil, km 173,0). Weitere Fließgewässer mit mehreren Messwerten  $>10$  Bq/kg TM für  $^{131}\text{I}$  in Schwebstoffen sind z. B. die Spree (Berlin, km 27,2) und die Saar (Schoden, km 7,7). In Oberflächenwasser wurde  $^{131}\text{I}$  nur vereinzelt mit Aktivitätskonzentrationen von maximal 0,2 Bq/l gemessen. Zudem konnte vereinzelt  $^{177}\text{Lu}$  in Oberflächenwasser mit maximalen Aktivitätskonzentrationen von 0,55 Bq/l nachgewiesen werden. Die Gehalte an Alphastrahlern in Binnengewässern gehen im Wesentlichen auf die natürlichen Radionuklide der Zerfallsreihen von  $^{238}\text{U}$ ,  $^{235}\text{U}$  und  $^{232}\text{Th}$  zurück.

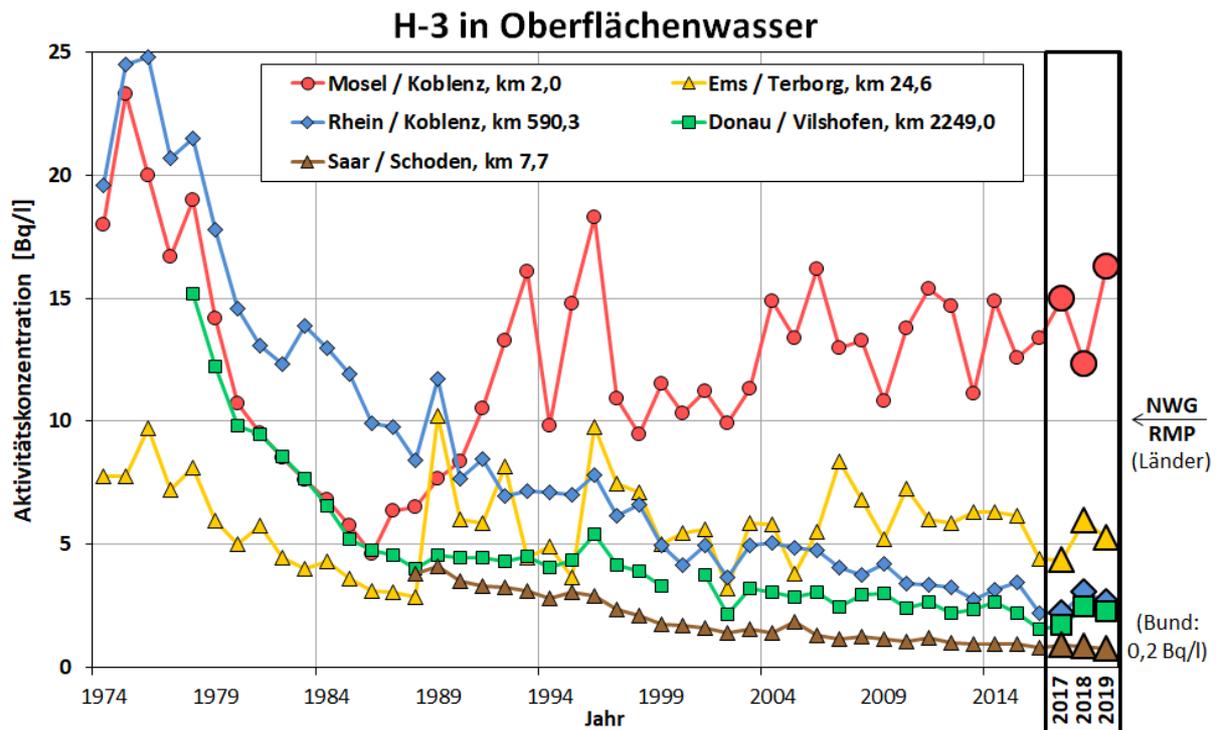
Radioaktive Stoffe bzw. die von ihnen ausgehende ionisierende Strahlung können auf verschiedenste Weise zum Menschen gelangen und eine innere oder äußere Strahlenexposition bewirken. Im Folgenden sollen beispielhaft für die im aquatischen Bereich sensitiven Expositionspfade „Trinkwasser“ und „Aufenthalt auf Spülfeldern (Sediment)“ effektive Strahlendosen in Anlehnung an § 99 der StrlSchV abgeschätzt werden.

Legt man für zur Trinkwassergewinnung genutzte Flussabschnitte  $^3\text{H}$ -Gehalte von 10 Bq/l sowie  $^{90}\text{Sr}$ - und  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalte von je 0,01 Bq/l zu Grunde, so kann der auf dem Expositionspfad „Trinkwasser“ hypothetisch zu erwartende Beitrag zur effektiven Dosis für Erwachsene ( $> 17$  Jahre; 350 l Jahreskonsum von nicht aufbereitetem Wasser) zu ca. 0,21  $\mu\text{Sv/a}$  abgeschätzt werden. Für Klein-

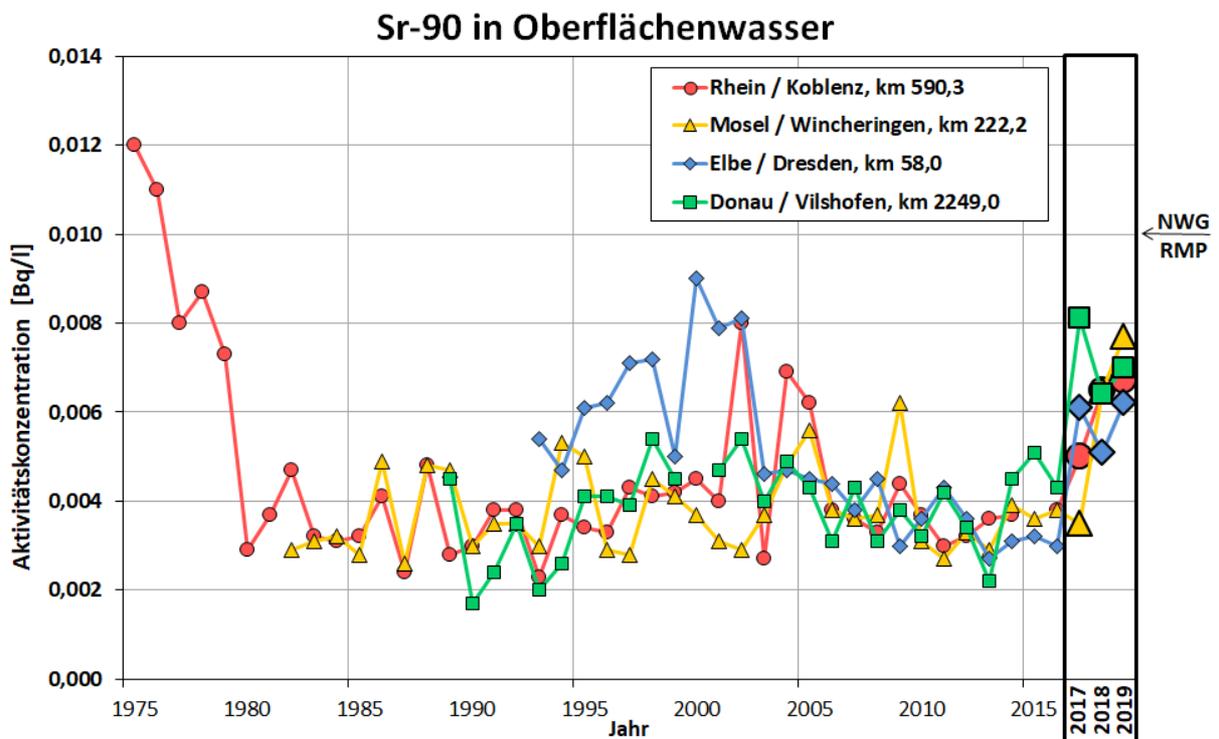
kinder ( $< 1$  Jahr; 215 l Jahreskonsum) beträgt die Dosis hier ca. 0,68  $\mu\text{Sv/a}$ . Allein der auf das natürliche Radionuklid  $^{40}\text{K}$  für einen typischen Gehalt von 0,4 Bq/l zu erwartende Dosisbeitrag liegt mit ca. 0,87 bzw. 5,3  $\mu\text{Sv/a}$  fast eine Größenordnung höher. Die hier angenommenen Trinkwasser-Verzehrmengen sind der StrlSchV (Stand 2018), Anlage 11 Teil B Tabelle 1 entnommen.

In Sedimenten war insbesondere  $^{137}\text{Cs}$  noch deutlich nachweisbar. Würde Sediment mit einem  $^{137}\text{Cs}$ -Gehalt von 100 Bq/kg TM bei Ausbaumaßnahmen für die Schifffahrt gebaggert und an Land gelagert, so kann die auf dem Expositionspfad „Aufenthalt auf Spülfeldern“ für Erwachsene ( $> 17$  Jahre) zu erwartende zusätzliche effektive Dosis mit ca. 11  $\mu\text{Sv/a}$  abgeschätzt werden. Der Dosisbeitrag der natürlichen Radionuklide  $^{40}\text{K}$ ,  $\text{Th}_{\text{nat}}$  und  $\text{U}_{\text{nat}}$  bei typischen Gehalten von 500, 40 und 40 Bq/kg TM liegt für diesen Expositionspfad mit insgesamt ca. 28  $\mu\text{Sv/a}$  deutlich höher. Zum Vergleich: Der Dosisgrenzwert nach § 99 der StrlSchV für Ableitungen aus kerntechnischen Anlagen beträgt 300  $\mu\text{Sv/a}$ .

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass der radiologische Gütezustand der Binnengewässer im Berichtszeitraum 2017 bis 2019 keinen größeren Veränderungen im Vergleich zu den letzten Vorjahren unterlag. Bezüglich der radiologischen Auswirkungen zeigt sich, wie in anderen Umweltbereichen auch, dass derzeit die natürlichen Radionuklide im Vergleich zu den künstlichen Radionukliden den wesentlichen Anteil zur Strahlendosis beitragen. Der Dosisanteil der künstlichen Radionuklide geht weiterhin in erster Linie auf die Radionuklide zurück, die über die Fallouts der Kernwaffenversuche und des Reaktorunfalls von Tschernobyl in die Gewässer gelangten.

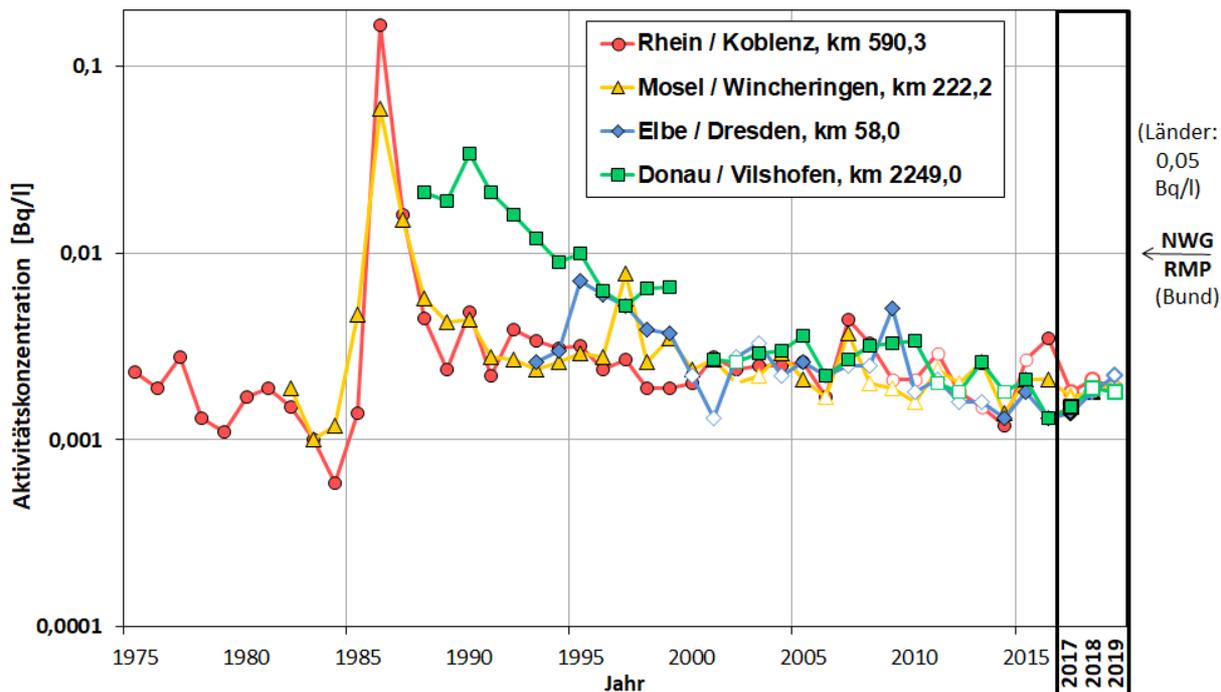


**Abbildung 7.2**  
 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von  $^3\text{H}$  in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum



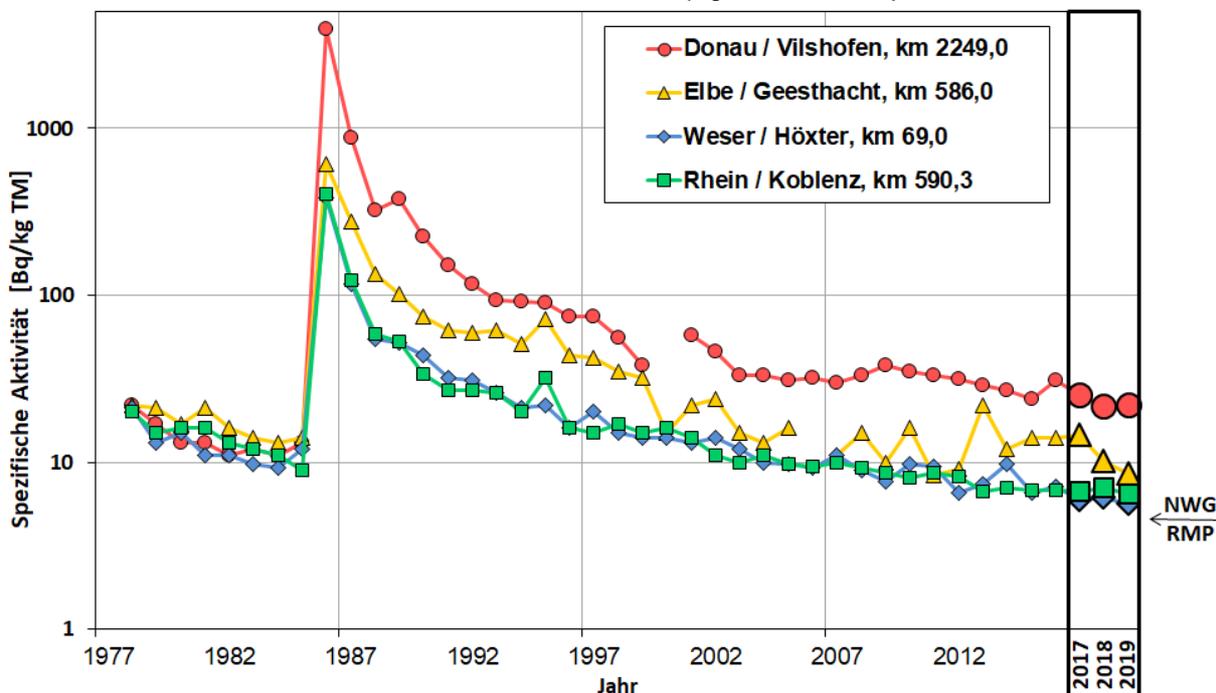
**Abbildung 7.3**  
 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von  $^{90}\text{Sr}$  in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum

### Cs-137 in Oberflächenwasser (logarithmische Skala)

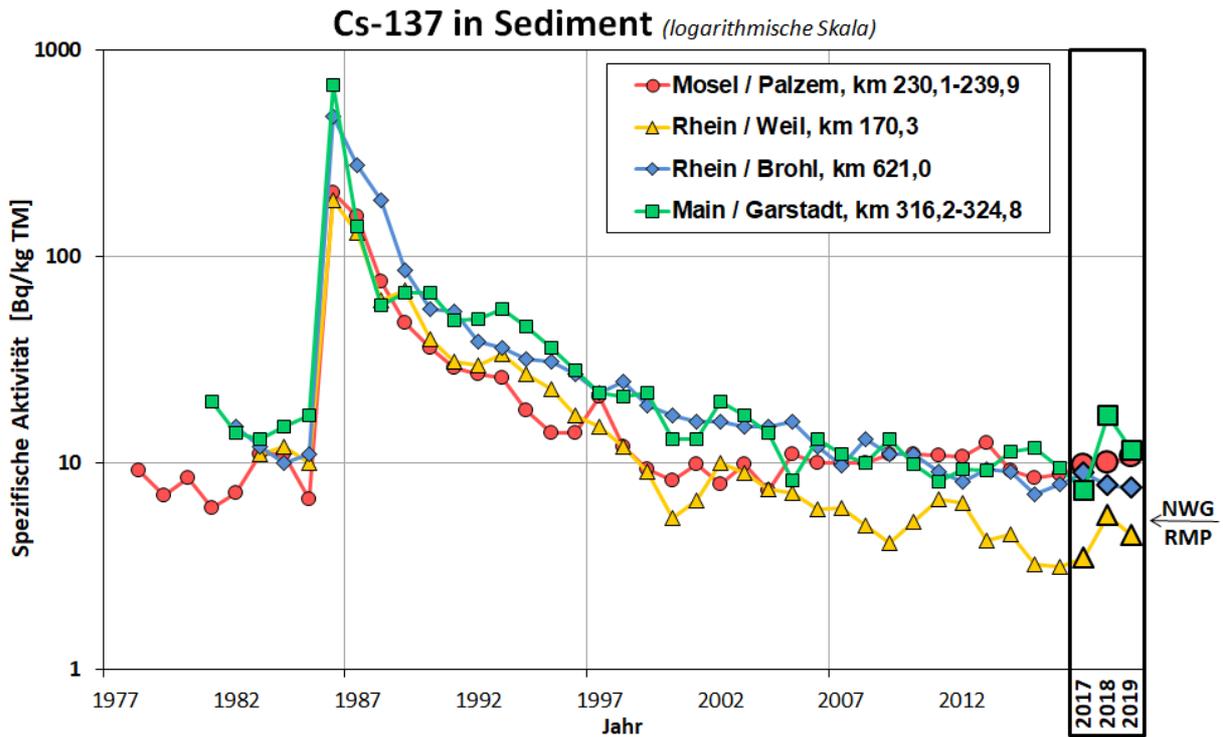


**Abbildung 7.4** Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde  
 Zeitlicher Verlauf der Aktivitätskonzentrationen (Bq/l) von <sup>137</sup>Cs in Oberflächenwasser ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG

### Cs-137 in Schwebstoff (logarithmische Skala)

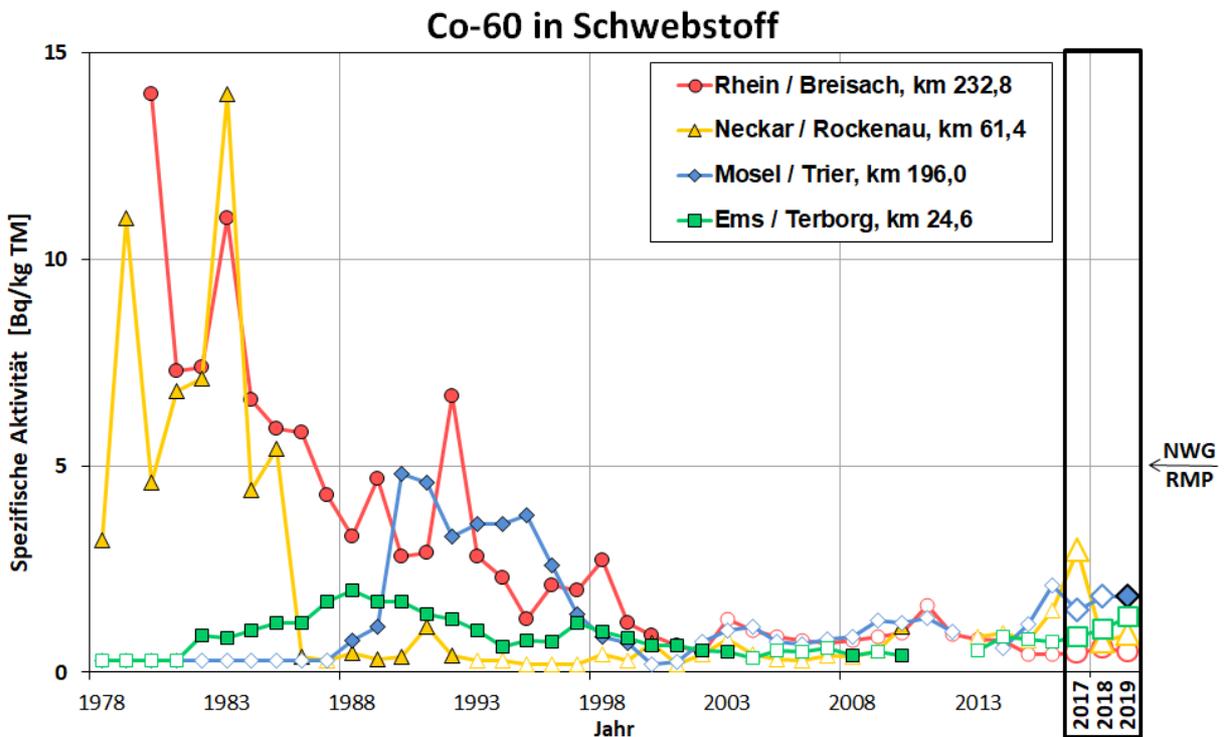


**Abbildung 7.5** Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde  
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von <sup>137</sup>Cs in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

**Abbildung 7.6**  
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von <sup>137</sup>Cs in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum



Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde

**Abbildung 7.7**  
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von <sup>60</sup>Co in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG

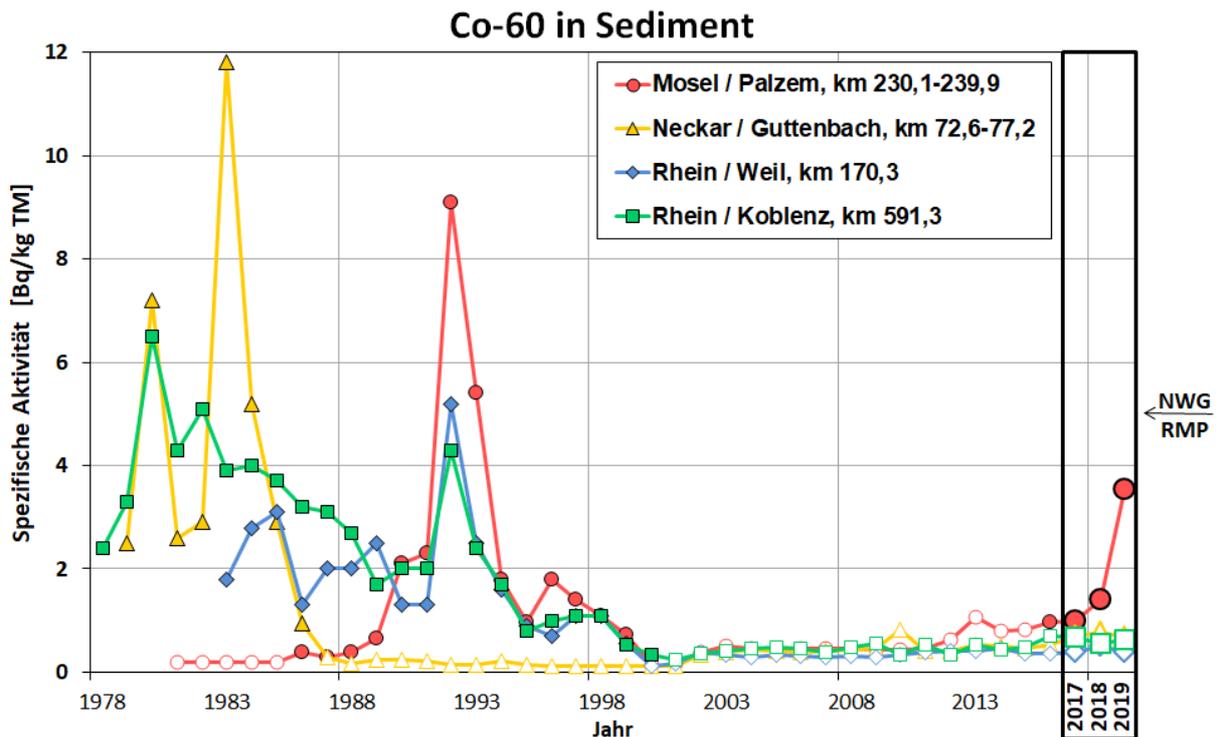


Abbildung 7.8  
 Zeitlicher Verlauf der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM) von <sup>60</sup>Co in Sedimentproben ausgewählter Binnengewässer (Jahresmittelwerte) mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum. Weißer Symbolinhalt kennzeichnet Datensätze mit allen Werten <NWG

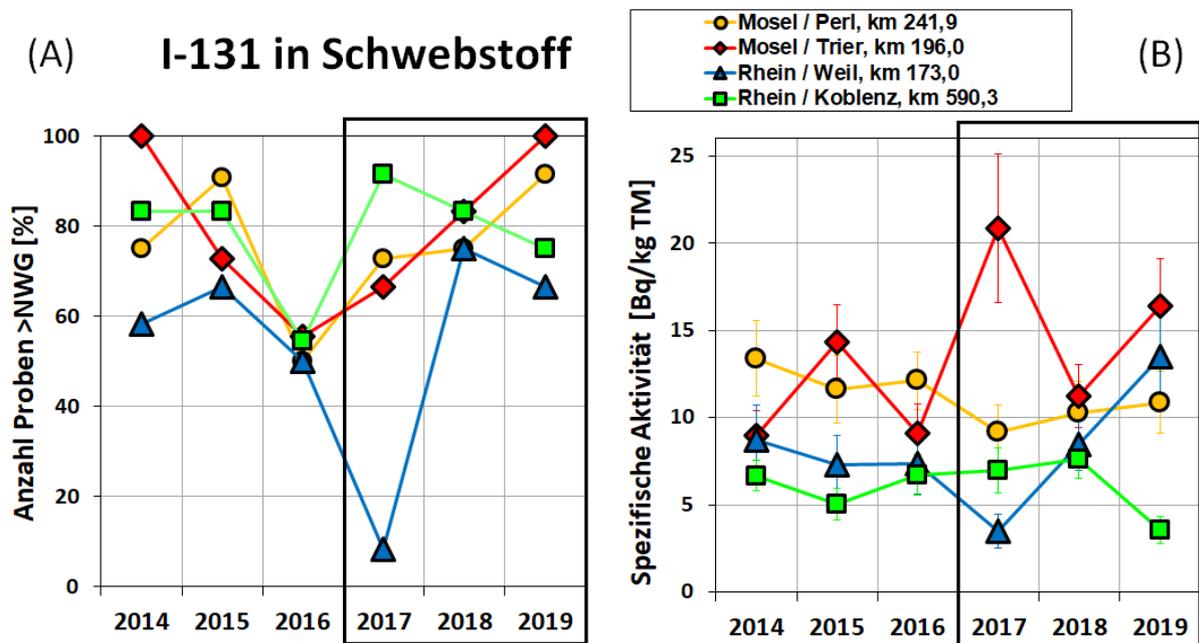


Abbildung 7.9  
 Zeitlicher Verlauf von <sup>131</sup>I in Schwebstoffproben ausgewählter Binnengewässer mit hervorgehobenen Werten für den Berichtszeitraum: (A) Anteil der Proben mit Messwerten oberhalb der NWG und (B) Jahresmittelwerte der spezifischen Aktivitäten (Bq/kg TM). Fehlerbalken kennzeichnen die gemittelte Messungenauigkeit