

# Massenbilanzierung von atmogenen PAK mit alpinen Lysimeterdaten

Thomas Schiedek<sup>1\*</sup>, Lidia Nersissian<sup>1</sup>, Steffen Birk<sup>2</sup> und Markus Herndl<sup>3</sup>

## Zusammenfassung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) sind ubiquitäre, toxische, organische Schadstoffe, die durch Verbrennung fossiler Brennstoffe in die Atmosphäre emittiert werden (v.a. Hausfeuerung). Durch atmogene Deposition können sie wieder in die Geosphäre eingetragen werden und Ökosysteme wie Gebirge schädigen. Über alpine PAK-Stoffeinträge und –Umsätze ist wenig bekannt. Ziel dieser Studie war die Massenbilanzierung atmogener PAK in alpinen Böden. Hierzu wurden Depositions-, Boden- und Sickerwasser-Proben in den Nördlichen Kalkalpen, in der Nähe von Gumpenstein Österreich, in Lysimetern am Stoderzinken (Berg) und in Gumpenstein (Tal) untersucht. PAK konnten in Wasser und Boden nachgewiesen werden. Die PAK-Gehalte in Gumpenstein lagen in einer ähnlichen Größenordnung, am Stoderzinken zeigten sich deutliche Unterschiede. Für zwei ausgewählte Zeiträume (Mai/Juni und Herbst 2016) wurden PAK-Massenbilanzen erstellt. Ein Vergleich der Massenbilanzen beider Lysimeter lässt auf eine höhere Eintragsfracht am Stoderzinken mit lokalem Einfluss schließen. Bei beiden waren v.a. leicht wasserlösliche PAK (v.a. Naphthalin als Anzeiger für Hausfeuerung mit Holz) am Stoffumsatz beteiligt. Für verschiedene PAK mit deutlich unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften konnten unterschiedliche Massenbilanzen gefunden werden. Das Gebirgslsylimeter Stoderzinken zeigte einen dynamischeren Stoffumsatz im Vergleich zum Tallysimeter Gumpenstein. Der Austrag von schwerlöslichen PAK deutet auf Partikel- und/oder Kolloidtransport hin.

*Schlagwörter:* Alpine Böden, organische Schadstoffe, Eintrag, Austrag

## Summary

Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) are ubiquitous, toxic, organic pollutants. They are generated by combustion processes of fossil fuels and usually emitted into the atmosphere (i.e. heat generation). Atmospheric deposition leads to an input into the geosphere. Because there is a knowledge gap of PAH in/output in mountainous soils this study aims at balancing the mass input/output of atmospheric PAH in alpine soils using lysimeter data. At the Lysimeter stations peak Stoderzinken (ca. 1800 m amsl) and Gumpenstein (ca. 700 m amsl) in the Northern Calcareous Alps, close to the city of Gumpenstein in Austria, samples from deposition, soil and seepage water were investigated. PAH were identified in water and soil samples. The lysimeter Gumpenstein showed a more even PAH concentration pattern compared to the peak lysimeter Stoderzinken with significant different concentrations at different times. For 2 periods with plausible data (May/June and autumn 2016) PAH mass balances were calculated. Comparing the two lysimeter mass balances the lysimeter on peak Stoderzinken showed a higher input mass flow probably with a local source impact. At both lysimeters the mass balances were dominated by highly water soluble PAH, such as naphthalene as indicator for wood heat generation. For PAH with significant different physico-chemical properties significant different mass balances could be revealed. The Stoderzinken lysimeter showed a wider in/output dynamic compared to the valley lysimeter Gumpenstein. The presence of low water soluble PAH in the outflow of the lysimeters is probably because of particle and colloidal supported transport.

*Keywords:* alpine soils, organic pollutants, input, output

## Einleitung

Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK, kondensierte Benzolringstrukturen) sind eine Gruppe von ubiquitären, toxischen, organischen Schadstoffen, die fast ausschließlich durch die unvollständige Verbrennung von fossilen Brennstoffen (Holz, Öl, Kohle, etc.) entstehen und dabei größtenteils direkt in die Atmosphäre emittiert werden. Über 99% der PAK werden bei energetischen Prozessen („Emissionen aus dem Brennstoffeinsatz“; UBA Deutschland 2018) freigesetzt. Dies sind z.B. Hausfeuerung, Kraft- und Heizwerke, Raffinerien, aber auch Verkehrsemissionen

z.B. aus (inländischem) Flug-, Straßen-, Schienenverkehr und Schiffsverkehr (UBA Deutschland 2018).

In Deutschland wurden 2016 allein vom krebserregenden Benzo(a)Pyren (5-Ring-PAK) ca. 29,5 t emittiert (25-jähriger Mittelwert ca. 35 t, mit Stdaw. +/- 14 t). Die Hauptquelle ist dabei die Hausfeuerung mit einem Anteil von ca. 90 %, andere PAK erreichen vergleichbare Anteile (UBA Deutschland 2018). In Österreich sind mit 75,7 % ebenfalls Haushalte, (Klein-)Gewerbe und öffentlichen Gebäuden sowie die Landwirtschaft mit 14,3 % die stärksten PAK-Emittenten. In beiden Ländern gingen die PAK-Emissionen

<sup>1</sup> Institut für Angewandte Geowissenschaften, Hydrogeologie, TU Darmstadt (IAG), Schnittpahnstraße 9, D-64287 DARMSTADT

<sup>2</sup> Institut für Erdwissenschaften, NAWI Graz Geozentrum, Universität Graz, Heinrichstraße 26, A-8010 GRAZ

<sup>3</sup> Höhere Bundeslehr- und Forschungsanstalt Raumberg-Gumpenstein (HBLFA), Raumberg 38, A-8952 IRDNING-DONNERSBACHTAL

\* Ansprechpartner: Dr. Thomas Schiedek, schiedek@geo.tu-darmstadt.de



seit den 1990er Jahren stark zurück (jeweils um über 50 %, u.a. wegen der Abschaltung von Quellen in Osteuropa) und verbleiben seit den 2000er Jahren auf etwa demselben Niveau (UBA Deutschland 2018; UBA Österreich 2018).

In der Atmosphäre werden PAK durch unterschiedliche physikalisch-chemische Eigenschaften entweder gasförmig oder partikelgebunden (z.B. Staub, Ruß) transportiert. Neben der quellennahen Ablagerung können PAK einem atmosphärischen Ferntransport unterliegen, der zu einer ubiquitären Verteilung sowie Deposition führt. Somit reichern sich diese Schadstoffe flächenhaft auch in Böden ohne Nutzung an (sogenannte Hintergrundgebiete oder natürliche Gebiete) und können aus Bodendepots auch wieder ausgetragen werden (z.B. Gocht 2007). Während dieser Prozesse können gerade in empfindlichen Ökosystemen, wie Gebirgen, Schäden eintreten, auch zunächst unbemerkt.

Zu Prozessen zum PAK-Eintrag in alpinen Böden gibt es mittlerweile umfangreiche Studien (z.B. Kirchner et al. 2011). Winkler, Lugauer & Reitebuch (2006) konnten zeigen, dass unter bestimmten meteorologischen Bedingungen eine kontinuierliche Luftmassenbewegung vom alpinen Vorland in Richtung Alpenhauptkamm erfolgt („alpines Pumpen“) und somit Schadstoffe in die Alpen aus Industriegebieten gelangen können. Eine Speicherung von anthropogenen Schadstoffen in Gebirgen wurde von Weiss, Lorbeer & Scharf (1998) in den Alpen und Blais et al. (1998) in den Rocky Mountains beschrieben. Schiedek, Gocht & Grathwohl (2006) fanden z.T. eine Zunahme von PAK-Bodenkonzentrationen mit zunehmender Höhe in den Alpen. Laborversuche zeigen, dass PAK in Schnee gespeichert werden und mit Schmelzwasser differenziert (leichtlösliche Komponenten zuerst) freigesetzt werden (Meyer, Lei & Wania 2006). Zu PAK-Bilanzen in alpinen Böden gibt es bisher nach Wissen der Autoren kaum Literatur. Ziel der vorliegenden Studie war daher eine Massenbilanzierung atmosphärischer PAK in alpinen Böden mit Gebirgslsimeter-Daten.

## Material und Methoden

Bei dieser Untersuchung wurde mit vorhandenen sowie eigens erhobenen Daten (PAK-Analysen von Wasser, Boden) vom Gebirgslsimeter Stoderzinken (ca. 1800 m üNN) und einem Tal-Lysimeter in Gumpenstein (ca. 700 m üNN.) eine Massenbilanz von atmosphärischen eingetragenen, im Boden akkumulierten sowie mit Sickerwasser ausgetragenen PAK erstellt. Die mehrjährigen Daten der beiden Lysimeter (z.B. Seebacher 2008, Herndl et al. 2009) zeigen, dass die Schneemenge sowie der Verlauf der Schneeschmelze die Grundwasserneubildung stark beeinflusst. Dazu werden hohe anorganische Stoffumsätze bei nasser Deposition und Sickerwasser beobachtet. Hydrologische und hydrochemische Details sind bei Seebacher (2008) und Herndl et al. (2009) zu finden.

Zeitintegrierte Wasserproben (bis zu 3,6 Liter über mehrere Tage) wurden von der HBLFA genommen, mit Festphasentechnik extrahiert und im Labor des IAG (TU Darmstadt) gereinigt und auf PAK vermessen (Nersissian 2017; insgesamt 4 Niederschlags- und 5 Sickerwasserproben). Für die aktuelle PAK-Bodenbelastung wurde jeweils 1 Probe unmittelbar neben dem Lysimeter genommen (160 cm<sup>3</sup>-Edelstahlstechzylinder, Tiefe 10 cm unter Gelän-

deoberkante) und im Labor des IAG der TU Darmstadt extrahiert (gemahlene Proben der Fraktion <2 mm), präpariert, gereinigt und vermessen, vgl. Nersissian 2017). Bei der Beprobungstiefe wurde angenommen, dass nahezu alle PAK innerhalb der obersten 10 cm im Boden mit der höchsten Konzentration an organischen Material sorbieren (siehe auch Gleichung 3, Chiou 1977). Nach Bodenuntersuchungen von Seebacher erscheint diese Annahme plausibel.

Analysiert wurden die folgenden, von der US-EPA empfohlenen 16 PAK sowie 4 Verbindungen, die detaillierte Informationen zu Prozessen bieten können und gesondert mit einem \* gekennzeichnet sind: (Naphthalin (Nap), 2-methyl-Naphthalin\* (2-M-Nap), 1-methyl-Naphthalin\* (1-M-Nap), Acenaphthylen (Any), Acenaphthene (Ace), Fluoren (Fln), Phenanthren (Phe), Anthracen (Ant), Fluoranthren (Fth), Pyrene (Pyr), Benz(a)anthracen (BaA), Chrysen (Chr), Benz(b)fluoranthren (BbF), Benzo(k)fluoranthren (BkF), Benz(e)pyren\* (BeP), Perylen\* (Per), Indeno(1,2,3-cd)pyren (Ind), Dibenz(ah)anthracen (DahA) und Benzo(ghi)perylen (BghiP). Die Quantifizierung der PAK wurde mit einem Gaschromatographen (Agilent Modell 7890A) in Kombination mit einem Massendetektor (Agilent Modell 5975C) durchgeführt (interne und externe PAK-Standards im SIM-Modus, Details vgl. Nersissian 2017). Zur Qualitätskontrolle der Messungen wurden Leerproben (Blanks) extrahiert und gemessen. Jede Messung erfolgte mit Tests auf Reproduzierbarkeit (3-fache Standardinjektionen) und Kalibration mit originalen PAK-Standards.

Die Stoffeinträge und -Austräge sowie die Stoffspeicherung wurde mit Geländedaten (Niederschlags- und Sickerwasservolumen, Bodenkonzentrationen) wie folgt berechnet.

Mit Gleichung 1 wurde die PAK-Fracht  $F_w$  in oder aus dem Lysimeter bestimmt:

Gleichung 1:  $F_w = C_w \cdot Q \cdot A$  [Masse/Bilanzperiode],  
mit  $C_w$  = PAK-Wasserkonzentration,  $Q$  = Wasservolumen,  $A$  = Eintragsfläche Lysimeter.

Für die Wasservolumina  $Q$  wurden jeweils die in den Lysimetern während der Bilanzperiode gemessenen Niederschläge und Sickerwasservolumina eingesetzt.

Die Bestimmung der PAK- Bodenfracht  $F_B$  erfolgte mit Gleichung 2:

Gleichung 2:  $F_B = c_B \cdot m_B$  [Masse/Bilanzperiode],  
mit  $c_B$  = PAK-Bodenkonzentration,  $m_B$  = Masse des Bodens innerhalb der oberen 10 cm des Lysimeters als Ort der PAK-Speicherung.

Die Masse  $m_B$  wurde mit Gleichung 3 wie folgt berechnet:

Gleichung 3:  $m_B = A \cdot \rho \cdot h$ ,  
mit  $A$  = 1 m<sup>2</sup> Lysimeteroberfläche,  $h$  = 10 cm und  $\rho$  = Bodendichte von 1,1 g/m<sup>3</sup> (sandiger Schluff).

## Ergebnisse

Nach einem Plausibilitätstest der Rohdaten aus kontinuierlichen Messungen der beiden Lysimeter, konnten 2 Massenbilanzperioden für jeden Standort gefunden werden, die für eine Massenbilanz geeignet war (Stoderzinken 30.5.-28.6.16, 7.9.-27.9.16; Gumpenstein 20.5.-3.6.16, 31.10.-14.12.16). Innerhalb dieser Perioden konnte anhand von Niederschlags-, Sickerwasser- und Massenganglinien eine Sickerwassergeschwindigkeit von mindestens ca. 3

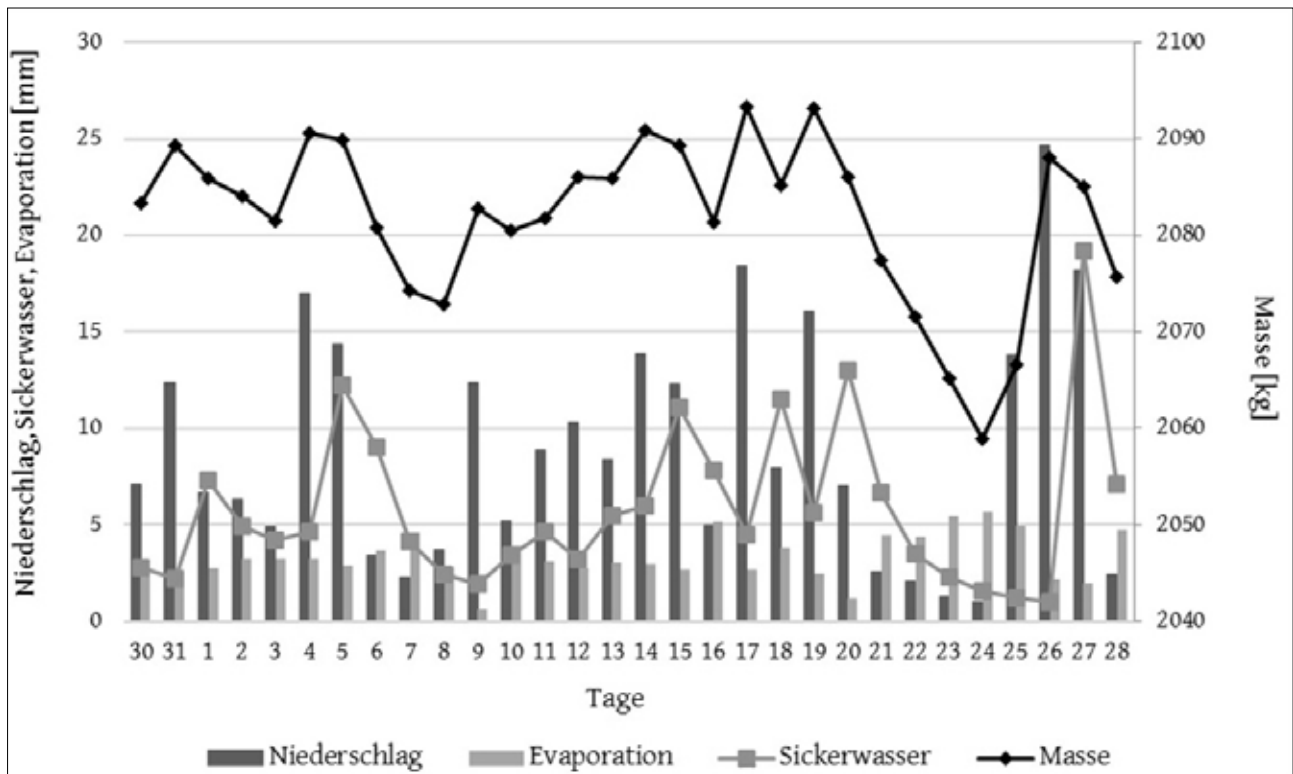


Abbildung 1: Niederschlags-, Evaporations-, Sickerwasser- und Massenganglinien vom Lysimeter Stoderzinken im Bilanzierungszeitraum 30.05 bis 28.06.2016.

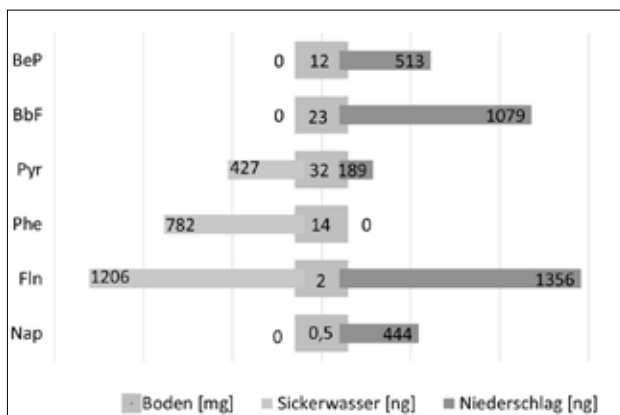


Abbildung 2: PAK-Massenbilanz vom Lysimeter Stoderzinken im Zeitraum 30.05 bis 28.06.2016 (rechts dunkle Balken = Eintrag, mittlere Zahlenreihe graue Balken = Speicher im Boden, hellgraue Balken links = Sickerwasseraustrag).

Tagen durch das jeweilige Lysimeter festgestellt (Abbildung 1) sowie PAK-Analysen synchronisiert werden. Alle präsentierten PAK-Daten sind mit dem Blindwert korrigiert. PAK konnten erwartungsgemäß in Niederschlag, Sickerwasser und Boden nachgewiesen werden (ubiquitäre Verbreitung). Bei beiden Lysimetern waren v.a. leicht wasserlösliche PAK (v.a. Naphthalin, niedermolekular, Masse < 202) am Stoffumsatz beteiligt. Höhermolekulare PAK konnten im Niederschlag, aber nicht in Schneeproben nachgewiesen werden. Das Gebirgslsimeter Stoderzinken zeigte einen dynamischeren Stoffumsatz im Vergleich zum Talysimeter Gumpenstein.

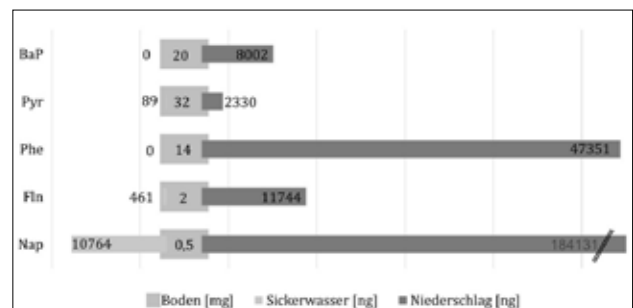


Abbildung 3: PAK-Massenbilanz vom Lysimeter Stoderzinken im Zeitraum 07.09 bis 27.09.2016 (rechts dunkle Balken = Eintrag, mittlere Zahlenreihe graue Balken = Speicher im Boden, hellgraue Balken links = Sickerwasseraustrag), beachte unterschiedliche Einheiten.

In Abbildung 2 ist die PAK-Massenbilanz vom Lysimeter Stoderzinken für den Zeitraum Mai bis Juni 2016 („Sommer“) dargestellt. Die Stoderzinken-Massenbilanz zeigt hier für 4 von 6 PAK (Nap, Flt, Phe, Pyr, BbF, BeP) eine Akkumulation im Boden an (Nap, Flt, BbF und BeP), dabei wurden Phe, Pyr und Flt (mittlere Wasserlöslichkeit) auch aus dem Boden ausgetragen. Der Bodenvorrat war dabei mit ca. 0,5 mg in einer ca. 10 cm tiefen Bodenschicht im Lysimeter weit höher (Faktor 10<sup>6</sup>), als die aktuellen Einträge und Austräge im ng-Bereich.

Im Herbst 2016 (September, siehe Abbildung 3) konnten im Eintrag am Stoderzinken wiederum Nap, Flt, Phe und Pyr gefunden werden, während BeP und BbF nicht mehr nachgewiesen wurden. Hinzu kam im Eintrag B(a)P (kaum

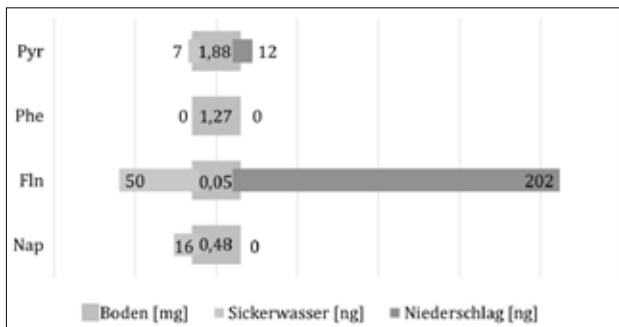


Abbildung 4: PAK-Massenbilanz vom Lysimeter Gumpenstein im Zeitraum 20.05 bis 03.06.2016 (rechts dunkle Balken = Eintrag, mittlere Zahlenreihe graue Balken = Speicher im Boden, hellgraue Balken links = Sickerwasseraustrag), beachte unterschiedliche Einheiten.

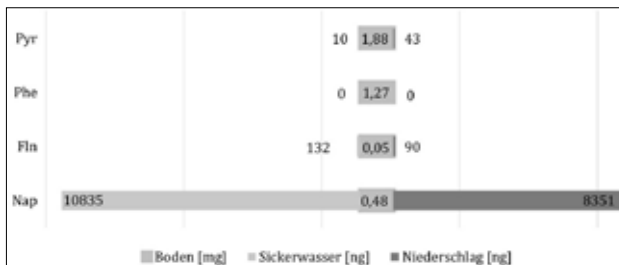


Abbildung 5: PAK-Massenbilanz vom Lysimeter Gumpenstein im Zeitraum 31.10 bis 14.12.2016 (rechts dunkle Balken = Eintrag, mittlere Zahlenreihe graue Balken = Speicher im Boden, hellgraue Balken links = Sickerwasseraustrag), beachte unterschiedliche Einheiten.

wasserlöslich, partikelgebunden), das im Bilanzzeitraum im Boden gespeichert wurde (kein Austrag). Nap war beim Eintrag im Vergleich zum Mai/Juni stark erhöht (ca. 135-fach) und konnte als einzige Verbindung auch im Austrag nachgewiesen werden (Abbildung 3, unterster Balken).

Im Lysimeter Gumpenstein wurden im Frühjahr (Abbildung 4) nach vereinzelt Niederschlägen (8 von 15 Tagen, bis zu 20 mm) und milden Temperaturen (10 – 20 °C) vor allem Pyr, Fln und Nap (gut wasserlöslich) umgesetzt, wobei der Vorrat von Pyr und Fln weiter aufgefüllt wurde. Phe ist vergleichsweise dargestellt und zeigte keinerlei Ein- oder Austrag in beiden Perioden, obwohl diese Substanz im Lysimeter Stoderzinken jeweils detektiert wurde.

Im Tallysimeter Gumpenstein konnte von Oktober bis Anfang Dezember 2016 bilanziert werden (Abbildung 5), zeigte jedoch ein ähnliches Bild wie am Stoderzinken im September mit hohen Nap-Ein- und Austrägen (Abbildung 5). Die höhermolekularen Verbindungen Fln und Pyr wurden signifikant eingetragen, Pyr konnte auch im Austrag festgestellt werden.

## Diskussion und Schlussfolgerungen

Ziel war bei dieser Studie die Darstellung der Massenbilanzen der betrachteten Lysimeter während der ausgewerteten Perioden, um Transport/Speicherprozesse zu erkennen. Der Bodenvorrat war bei allen Bilanzen weit höher (Faktor  $10^6$ ), als die aktuellen Einträge. Dies zeigt die langjährige Aufspeicherung von PAK in den Böden an. Ein Vergleich

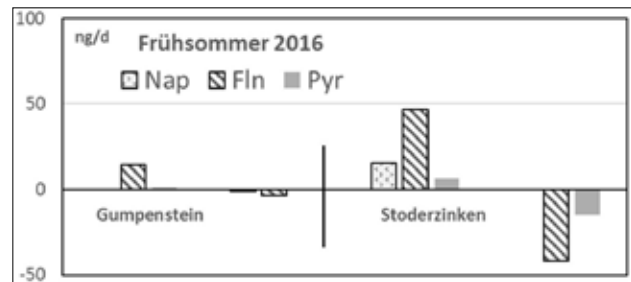


Abbildung 6: Normierter Massenumsatz der 3 mobilsten PAK an den Lysimetern Gumpenstein und Stoderzinken im Frühjahr in ng pro Tag; positive Werte = Eintrag, negative Werte = Austrag.

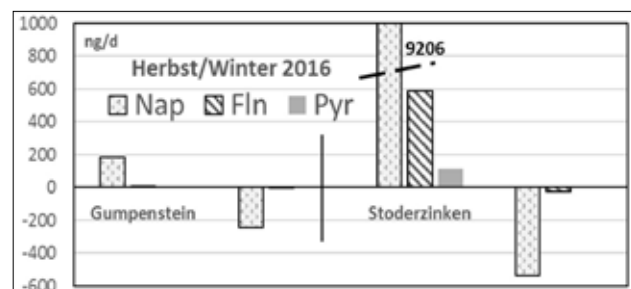


Abbildung 7: Normierter Massenumsatz der 3 mobilsten PAK an den Lysimetern Gumpenstein und Stoderzinken im Herbst/Winter in ng pro Tag; positive Werte = Eintrag, negative Werte = Austrag.

der Massenbilanzen beider Lysimeter (Mai/Juni und Herbst 2016) mit normierten Daten (Abbildung 6 und 7) sowie die gespeicherten PAK-Massen lassen aber auf eine generelle höhere Eintragsfracht über einen längeren Zeitraum am Stoderzinken schließen. Diese Beobachtung wird von Ergebnissen von Bodenuntersuchungen am Stoderzinken von Nersissian (2017) gestützt. Bei Nersissian zeigten Bodenproben am Berg signifikant höhere PAK-Konzentrationen im Vergleich zu Proben im Tal.

Am Stoderzinken führen im Mai/Juni 2016 wahrscheinlich ergiebige Niederschläge bei relativ „warmen“ Temperaturen über den gesamten Mess-Zeitraum zur Auswaschung von bevorzugt leichtlöslichen PAK, wie z.B. Nap, Fln und Pyr (Abbildung 6), aus der Atmosphäre (Lei & Wania 2001). Das Fehlen von Nap im Austrag ist dabei entweder auf Artefakte bei der Probenahme zurückzuführen oder könnte ein Hinweis auf rasche Abbauprozesse sein, da Nap einen niedrigeren Sorptionskoeffizienten hat als Fln oder Pyr, und damit eher ausgetragen werden müsste. Der Sommerwert am Stoderzinken von 444 ng Nap in Abbildung 2 (15,3 ng/d in Abbildung 6) ist dabei wahrscheinlich ein überregional verursachter Hintergrundwert, da in Gumpenstein keine Nap-Einträge im direkt vergleichbaren Zeitraum (Abbildung 4) zu beobachten sind. Die stark erhöhten Nap-Einträge am Stoderzinken und in Gumpenstein im Herbst/Winter (Abbildungen 3, 5 und 7) gehen wahrscheinlich auf die beginnende Hausfeuerung zurück. Dabei sind die winterlichen Einträge am Stoderzinken (ca. 600-facher Nap-Eintrag gegenüber Sommer, vgl. Abbildungen 6 und 7) wahrscheinlich nicht nur überregionalen Quellen zuzuordnen, sondern auch durch lokale Quellen beeinflusst (niedrigste Temperatur im

September 3,2 °C), da hier in der Umgebung des Lysimeters mehrere private, sporadisch bewohnte Häuser sowie 2 Gasthöfe angesiedelt sind.

Die Dynamik und die winterlichen Nap-Einträge in Gumpenstein (deutlicher Anstieg von 0 auf ca. 200 ng/d, *Abbildungen 6 und 7*) repräsentieren am ehesten die PAK-Stoffumsätze in lokalen dauerhaftbesiedeltem Gebiet mit entsprechenden Emissionen (Verkehr, Landwirtschaft, Industrie, Wohngebiete usw.).

Das Fehlen bzw. sporadische Auftreten von schweren PAK beim Eintrag geht wahrscheinlich auf Artefakte bei der Probenahme zurück. Z.B. können Partikelreste in Sammelbehältnissen mit PAK beladen sein, die dann nicht vollständig erfasst werden. Der sporadische Austrag von Verbindungen mit sehr geringen Wasserlöslichkeiten und hohen Sorptionskoeffizienten (Masse >202), ist wahrscheinlich auf partikel- und/oder kolloidgebundene Transportprozesse zurückzuführen.

## Literatur

- Blais J.M., Schindler D.W., Muir C.G., Kimpe L.E., Donald D.B., Rosenberg B. (1998) Accumulation of persistent organochlorine compounds in mountains of western Canada.- *Nature*, vol. 395: 8, 585-588.
- Chiou C., Freed V.H., Schmedding D.W., Kohnert R.L. (1977) Partition Coefficient and Bioaccumulation of Selected Organic Chemicals, *ES&T*, Volume 11, Number 5, May 1977 475-478.
- Gocht T. (2007) Accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons in rural soils based on mass balances at the catchment scale. *Environ. Toxicology & Chemistry*, Vol. 26, No. 4, pp. 591-600.
- Herndl M., Bohner A., Kandolf M. (2009) Gebirgs-Lysimeterstation am Stoderzinken - Erste Ergebnisse. 13. Gumpensteiner Lysimetertagung 2009, 111-116.
- Kirchner M., Jakobi G., Levy W., Kocsis G., Henkelmann B., Pfister G., Bernhöft S., Fischer N., Schramm K.-W., Hangen E., Körner W., Kronawitter H. (2011) Erfassung von persistenten organischen Schadstoffen im bayerischen Alpenraum Projekt: POPALP Endbericht – Teil Boden, Nadeln, Deposition, Luft Helmholtz Zentrum München PSP Element: S-776360-5051-002.
- Laxander M., Schiedek T., Schüth C. (2010) Atmospheric input and fate of persistent organic pollutants (POP) in soil in high and low mountain ranges. SETAC-Meeting, May 23rd – 27th, 2010, Sevilla, Spain.
- Lei Y.D., Wania F. (2004) Is rain or snow a more efficient scavenger of organic chemicals? – *Atmospheric Environment*, Vol. 38, pp. 3557-3571.
- Meyer T., Lei Y.D., Wania F. (2006) Measuring the Release of Organic Contaminants from Melting Snow under Controlled Conditions. *Environ. Sci. Technol.* 40(10) 3320-3326.
- Nersissian L. (2017) Massenbilanzierung von atmo-genen organischen Schadstoffen mit Lysimeterdaten von zwei alpinen Gebieten. Unveröffentlichte MSc-These, Institut für Angewandte Geowissenschaften, Technische Universität Darmstadt.
- Schiedek T., Gocht T., Grathwohl P. (2006) Cold-condensation of PAH in soils of the European Alps (Martell valley).- *Geophysical Research Abstracts*, Vol. 8, General Assembly, Vienna, Austria, 02-07.04.2006; EGU06-A-05038.
- Seebacher M. (2008) Vergleich der Wasser- und Stoffflüsse eines Gebirgs- und eines Talstandortes anhand von Lysimeterversuchsergebnissen im Grünland. Diplomarbeit Universität für Bodenkultur Wien, 99 S.
- UBA Deutschland (2018) Emissionsentwicklung 1990- 2016 für Persistente organische Schadstoffe, Nationale Trendtabellen für die deutsche Berichterstattung atmosphärischer Emissionen (Persistente Organische Schadstoffe, engl: POPs), Endfassung 14.02.2018 (v1.0), <https://www.umweltbundesamt.de/themen/luft/emissionen-von-luftschadstoffen>, letzter Zugriff 22.1.2019.
- UBA Österreich (2018) Emissionstrends 1990-2016: Ein Überblick über die Verursacher von Luftschadstoffen in Österreich (Datenstand 2018) <http://www.umweltbundesamt.at/fileadmin/site/publikationen/REP0658.pdf>, letzter Zugriff 22.1.2019.
- Weiss P., Lorbeer G., Scharf S. (1998) Persistent Organic Pollutants in remote Austrian forests - altitude related results. *Environ. Sci. & Pollut. Res.*, Special Issue No. 1, 46-52.
- Winkler P., Lugauer M., Reitebuch O. (2006) Alpines Pumpen, *promet*, Jahrgang 32 Heft ½, 34-42.

