



Nitratauswaschung unter Gemüse bei unterschiedlichem Ernterückstandsmanagement

Autoren

Ernst Spiess, Clay Humphrys, Frank Liebisch, Volker Prasuhn und
Reto Neuweiler



Diese Studie wurde mit finanzieller und inhaltlicher Unterstützung des Bundesamtes für Landwirtschaft (BLW), des Bundesamtes für Umwelt (BAFU) und des Kantons Solothurn durchgeführt.

Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Ernst Spiess, ernst.spiess@agroscope.admin.ch
Titelbild	Ernst Spiess
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2022
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as142g

Haftungsausschluss :

Die in dieser Publikation enthaltenen Angaben dienen allein zur Information der Leser/innen. Agroscope ist bemüht, korrekte, aktuelle und vollständige Informationen zur Verfügung zu stellen – übernimmt dafür jedoch keine Gewähr. Wir schliessen jede Haftung für eventuelle Schäden im Zusammenhang mit der Umsetzung der darin enthaltenen Informationen aus. Für die Leser/innen gelten die in der Schweiz gültigen Gesetze und Vorschriften, die aktuelle Rechtsprechung ist anwendbar.

Inhalt

Zusammenfassung	4
Summary	5
Résumé	6
1 Einleitung	7
2 Material und Methoden	8
2.1 Lysimeter und Boden.....	8
2.2 Fruchtfolge, Bewirtschaftung und Verfahren.....	9
2.3 Wasserflüsse und Nitratauswaschung	11
2.4 Ertrag und N-Mengen in den pflanzlichen Produkten	11
2.5 Witterung	11
3 Resultate	12
3.1 Ertrag der Kulturen	12
3.2 Stickstoffstoffbilanz.....	13
3.3 Sickerwassermenge	14
3.4 Nitratkonzentration des Sickerwassers	15
3.5 Ausgewaschene N-Menge	16
4 Diskussion	17
4.1 Vergleich unserer Resultate mit anderen Versuchen.....	17
4.2 Vergleich der Nitratauswaschung mit der N-Bilanz.....	17
4.3 Nachwirkungen der Vergangenheit und Auswirkungen auf die Zukunft	18
4.4 N-Input über Presstöpfe	19
4.5 Herausforderungen beim N-Input mit organischen Produkten.....	19
4.6 Gesamtheitliche Systembetrachtung erforderlich	19
5 Verdankung	20
6 Literaturverzeichnis	20
7 Anhang	23

Zusammenfassung

In einem fünfjährigen Lysimeterversuch wurde untersucht, wie viel Stickstoff (N) unter einer intensiven Gemüsefruchtfolge ausgewaschen wird und welche Auswirkungen eine Abfuhr der Ernterückstände vom Feld im Vergleich zum im Gemüsebau üblichen Belassen auf dem Feld mit nachfolgender Einarbeitung hat. Der unterschiedliche Umgang mit den Ernterückständen beeinflusste die marktfähigen Erträge kaum. Die Sickerwassermengen fielen bei Belassen und bei Abfuhr mit 508 bzw. 516 mm Jahr⁻¹ etwa halb so hoch aus wie die Wasserzufuhr über Niederschlag und Bewässerung von 1090 mm Jahr⁻¹. Im Mittel über alle Lysimeter und Jahre lag die Nitratkonzentration des Sickerwassers mit 110 mg L⁻¹ deutlich über dem schweizerischen Anforderungswert von 25 mg L⁻¹ an Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist. Die durchschnittlichen Auswaschungsverluste betragen bei Belassen und bei Abfuhr 127 bzw. 106 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹. Durch die Abfuhr der Ernterückstände konnte somit eine Reduktion um 21 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (= 16%) erreicht werden.

Die N-Düngung wie auch die N-Aufnahme durch die zwei bis drei Gemüsekulturen (Marktware und Ernterückstände) pro Jahr lagen im Bereich von 300 bis 500 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹. Eine einfache Nährstoffbilanz, die als Gegenüberstellung des Inputs über die Dünger und die Presstöpfe und des Outputs über die weggeführten Pflanzenprodukte berechnet worden war, ergab einen Überschuss, der bei Belassen der Ernterückstände 196 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ und bei Abfuhr 50 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ betrug. Bei Belassen der Ernterückstände wurde zwar infolge der Anrechnung von 20% des Stickstoffs in den Ernterückständen 39 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ weniger gedüngt als bei Abfuhr, der Output fiel aber um 184 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ geringer aus, weil er nur die marktfähige Ware umfasste, nicht aber die auf den Lysimetern belassenen Ernterückstände. Gehaltsanalysen der Presstöpfe zeigten, dass bei Pflanzkulturen nicht zu vernachlässigende N-Mengen in den Boden gelangen. Deshalb darf diese Inputgrösse bei der Nährstoffbilanzierung nicht ausser Acht gelassen werden.

Bei der heute gängigen Bewirtschaftungspraxis, dem Belassen der Ernterückstände auf dem Feld, fiel der Überschuss um 146 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ höher aus als bei der Abfuhr. Die um 21 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ höhere Nitrat Auswaschung bei Belassen erklärt jedoch nur einen kleinen Teil dieser Differenz. Andere Studien haben gezeigt, dass Stickstoff aus den Ernterückständen in gasförmiger Form verloren geht (Ammoniakverflüchtigung und Denitrifikation). Nach Untersuchungen mit dem Isotop ¹⁵N wird der grösste Teil der Differenz im Boden gespeichert und in den folgenden Jahren und Jahrzehnten mineralisiert, wobei wiederum Nitrat ausgewaschen werden kann. Die Auswaschungsverluste nehmen somit im Laufe der Jahre zu, wenn auch mit zunehmender Dauer immer langsamer. Im Lysimeterversuch können deshalb noch Jahrzehnte vergehen, bis die Verfahrensunterschiede in der Auswaschung im ganzen Ausmass sichtbar sind.

Angesichts der teilweise sehr hohen N-Mengen in den Ernterückständen sollte der Umgang mit diesen Pflanzenresten verbessert werden. Praxistaugliche Methoden zur Abfuhr und Weiterverwertung der Rückstände bzw. zur Steigerung der N-Ausnutzung von auf dem Feld belassenem Pflanzenmaterial sind zu entwickeln.

Summary

In a five-year lysimeter trial, the amount of nitrogen (N) leached from an intensive vegetable crop rotation was investigated, as well as the effects of removing crop residues from the field compared to leaving them on the field with subsequent incorporation, which is common practice in vegetable production. The different management of crop residues hardly influenced marketable yields. The seepage volumes of 508 mm year⁻¹ for leaving and 516 mm year⁻¹ for removal were about half as high as the water supply via precipitation and irrigation of 1090 mm year⁻¹. On average over all lysimeters and years, the nitrate concentration of seepage water of 110 mg L⁻¹ was clearly above the Swiss standard value of 25 mg L⁻¹ for groundwater that is used or intended for use as drinking water. The average leaching losses were 127 and 106 kg N ha⁻¹ year⁻¹ when crop residues were left and removed, respectively. The removal of crop residues thus achieved a reduction of 21 kg N ha⁻¹ year⁻¹ (= 16%).

N fertilisation as well as N uptake by the two or three vegetable crops (marketable produce and crop residues) per year ranged from 300 to 500 kg ha⁻¹ year⁻¹. A simple nutrient balance, which was calculated as a comparison of the input via fertilisers and the press pots and the output via the removed plant products, resulted in a surplus of 196 kg N ha⁻¹ year⁻¹ when crop residues were left and 50 kg N ha⁻¹ year⁻¹ when they were removed. Leaving the crop residues in place resulted in 39 kg N ha⁻¹ year⁻¹ less fertiliser being applied than with removal, due to consideration of 20% of the nitrogen in the crop residues being plant available. But the output was 184 kg N ha⁻¹ year⁻¹ less because it only included the marketable produce and not the crop residues left on the lysimeters. N content analysis of the press pots showed that in the case of planting crops, non-negligible amounts of nitrogen are added to the soil. Therefore, this input item must not be disregarded in nutrient balancing.

With the current management practice of leaving crop residues on the field, the surplus was 146 kg N ha⁻¹ year⁻¹ higher than with removal. However, the 21 kg N ha⁻¹ year⁻¹ higher nitrate leaching with leaving explains only a small part of this difference. Other studies have shown that nitrogen is lost from crop residues in gaseous form (ammonia volatilisation and denitrification). According to studies with the isotope ¹⁵N, most of the difference is likely to be stored in the soil and mineralised in the following years and decades, whereby nitrate can in turn be leached out. The leaching losses thus increase over the years, albeit at a slower rate with increasing duration. In the lysimeter trial, decades can therefore still pass before the differences between treatments in leaching are observable to the full extent.

In view of the sometimes very high amounts of nitrogen in the crop residues, the handling of these plant residues should be improved. Practical methods for the removal and further utilisation of the residues or for increasing the N utilisation of plant material left on the field should be developed.

Résumé

Dans le cadre d'un essai lysimétrique de cinq ans, on a étudié la quantité d'azote (N) lessivée sous une rotation intensive de cultures maraîchères et les effets de la gestion des résidus de récolte, plus précisément on a comparé l'enlèvement par rapport à l'incorporation au sol, une pratique courante dans la culture maraîchère. Cette différence de gestion des résidus de récolte n'a guère influencé les rendements commercialisables. Lorsque les résidus étaient restitués et lorsqu'ils étaient enlevés, les quantités d'eau de drainage s'élevaient respectivement à 508 et 516 mm par an, soit environ la moitié de l'apport d'eau par les précipitations et l'irrigation (1090 mm par an). En moyenne de tous les lysimètres et de toutes les années, la concentration en nitrate de l'eau de drainage (110 mg L^{-1}) était nettement supérieure à la valeur requise en Suisse (25 mg L^{-1}) pour les eaux souterraines utilisées comme eau potable ou destinées à l'être. Les pertes moyennes par lessivage s'élevaient à 127 et $106 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$, respectivement en cas de restitution et d'enlèvement. L'enlèvement des résidus de récolte a donc permis d'obtenir une réduction de $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ (= 16%).

La fertilisation azotée et l'absorption de l'azote par les deux ou trois cultures maraîchères (marchandises commercialisables et résidus de récolte) annuelles se situaient dans une fourchette de 300 à $500 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$. Un simple bilan des éléments nutritifs, calculé en comparant les entrées via les engrais et les mottes de repiquage et les sorties via les produits végétaux récoltés, a révélé un excédent qui s'élevait à $196 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ si les résidus de récolte étaient laissés sur place et à $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ si les résidus étaient enlevés. En laissant les résidus de récolte sur place, la fertilisation était certes inférieure de $39 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à celle effectuée en cas d'enlèvement en raison de la prise en compte de 20% de l'azote des résidus de récolte, mais les sorties étaient inférieures de $184 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ car elles ne comprenaient que les marchandises commercialisables et non les résidus de récolte laissés sur les lysimètres. Les analyses des mottes de repiquage ont montré que des quantités non négligeables d'azote sont apportées dans le sol avec les plantons. C'est pourquoi il ne faut pas négliger ce paramètre dans l'établissement du bilan des éléments nutritifs.

Avec la pratique la plus courante aujourd'hui en cultures maraîchères, à savoir laisser les résidus de récolte sur le champ, l'excédent était supérieur de $146 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ à celui de l'enlèvement. Le lessivage du nitrate était aussi plus important de $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ an}^{-1}$ en laissant les résidus par rapport à leur enlèvement. Mais cela n'explique toutefois qu'une petite partie de cette différence. D'autres études ont montré que l'azote contenu dans les résidus de récolte est perdu sous forme gazeuse (volatilisation de l'ammoniac et dénitrification). Selon des études réalisées avec l'isotope ^{15}N , la plus grande partie de la différence devrait être stockée dans le sol et minéralisée au cours des années et des décennies suivantes, ce qui peut à son tour entraîner le lessivage du nitrate. Les pertes par lessivage augmentent donc au fil des années, mais de plus en plus lentement avec le temps. Dans l'essai lysimétrique, il peut donc s'écouler encore des décennies avant que les différences entre les procédés soient visibles dans toute leur ampleur en termes de lessivage.

Compte tenu des quantités parfois très élevées d'azote contenues dans les résidus de récolte, il convient d'améliorer la gestion de ces résidus végétaux. Il convient de développer des méthodes pratiques pour l'enlèvement et la réutilisation des résidus ou pour augmenter l'utilisation de l'azote des résidus de récolte laissés au champ.

1 Einleitung

In der Region Gäu-Olten im Kanton Solothurn werden in den Grundwasserpumpwerken Neufeld/Neuendorf, Zelgli/Kappel und Gheid/Olten seit den 1980er Jahren hohe Nitrat(NO_3^-)-Gehalte gemessen (Hunkeler *et al.* 2015), die über dem Anforderungswert von $25 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ liegen, den die Gewässerschutzverordnung (GSchV 1998) an die Qualität von Grundwasser, das als Trinkwasser genutzt wird oder dafür vorgesehen ist, stellt. Seit dem Jahr 2000 werden deshalb landwirtschaftliche Massnahmen im Rahmen eines Nitratprojekts nach Art. 62a Gewässerschutzgesetz (GSchG 1991) zur Reduktion der erhöhten Nitratgehalte im Grundwasser abgegolten. Nach Abschluss von zwei sechsjährigen Projektphasen ohne ausreichende Zielerreichung (Amt für Umwelt des Kantons Solothurn, 2015) wurde in der dritten Projektphase (2015–2020) eine wissenschaftliche Begleitung des Nitratprojekts initiiert. Das Forschungsprojekt 'NitroGäu' (2017–2021) hatte zum Ziel, den Nitratindex (Vetsch *et al.*, 2000), ein Punktesystem zur Abschätzung des Auswaschungspotenzials von Nitrat ins Grundwasser, auf dessen Wirksamkeit zu überprüfen und Vorschläge zu dessen Verbesserung zu machen sowie zusätzliche Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung zu erarbeiten (Strässle 2016). Zum Gemüsebau, der in der Region von Bedeutung ist, wurden im Forschungsprojekt 'NitroGäu' drei Teilstudien durchgeführt: 1) eine Literaturstudie zur Nitratauswaschung unter Gemüsekulturen und zu möglichen Massnahmen zur Reduktion dieser Verluste (Zemek *et al.*, 2020), 2) Messung der Auswaschungsverluste unter Gemüseparzellen im Gäu und Erproben von Massnahmen zu deren Reduktion (Bischoff *et al.*, 2021), 3) Messung der Nitratauswaschung unter Gemüse auf einer Lysimeteranlage in Zürich-Reckenholz (Spiess *et al.*, 2021 sowie vorliegende Studie).

Der Anteil des Gemüses an der Landwirtschaftlichen Nutzfläche beträgt im Gäu zwar nur wenige Prozente. Im Gemüsebau wird aber in der Regel mehr Nitrat ausgewaschen als unter Ackerkulturen oder Grasland (Di und Cameron, 2002), weil aufgrund der hohen Erträge und zur Erzielung einer einwandfreien äusseren Qualität häufig ein hohes Angebot an Stickstoff (N) notwendig ist, welches zu erheblichen Reststickstoffmengen nach der Ernte führen kann (Übelhör *et al.*, 2009; Bischoff *et al.*, 2021). Zudem liegt der Boden im Gemüsebau oftmals über Winter brach, was das Risiko der Nitratauswaschung zusätzlich erhöht (Feaga *et al.*, 2010). Durch den Anbau von mehreren Gemüsekulturen pro Jahr fallen neben der marktfähigen Ware auch beachtliche Mengen an Ernterückständen an. Diese können grosse N-Mengen enthalten und verbleiben meist auf dem Feld (Zemek *et al.* 2020). Je nach Witterung, Bewirtschaftung sowie Art des Pflanzenmaterials wird dieser organische Stickstoff unterschiedlich schnell mineralisiert und kann dann von den folgenden Kulturen aufgenommen werden, in gasförmiger Form verloren gehen oder ausgewaschen werden. Im Nitratprojekt Gäu-Olten läuft zurzeit die vierte Projektperiode (2021–2026). Für diese wurde erstmals in der Schweiz auch der Gemüsebau eingebunden. Zudem wurde das Projektgebiet von 1658 auf 2005 ha vergrössert und umfasst nun auch Teile der Gemeinde Niederbipp (BE).

Im Folgenden werden die Ergebnisse aus der oben erwähnten dritten Teilstudie im Gemüsebau vorgestellt. In dieser fünfjährigen Studie wurde untersucht, wie viel Nitrat unter einer intensiven Gemüsefruchtfolge ausgewaschen wurde, indem die Sickerwassermengen mit Hilfe von Lysimetern erfasst und die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers gemessen wurden. Im Weiteren wurde geprüft, ob das Abführen der Ernterückstände mit geringeren Nitratverlusten verbunden ist, als wenn die Ernterückstände - wie auf Gemüsebaubetrieben üblich - auf dem Feld belassen werden. Der vorerst auf drei Jahre (April 2017 - März 2020) geplante Lysimeterversuch konnte dank zusätzlicher Finanzierung durch das BAFU um zwei Jahre verlängert werden.

2 Material und Methoden

2.1 Lysimeter und Boden

Der Versuch wurde auf einer Lysimeteranlage von Agroscope in Zürich-Reckenholz (47°25'40"N, 8°31'02"E; 443 m ü.M.) durchgeführt. Die zwölf wägbaren Lysimeter dieser Anlage weisen eine Oberfläche von 3,14 m² und eine nutzbare Tiefe von 2,0 m auf (sowie eine zusätzliche Schicht von 0,5 m mit Fein- und Grobkies über dem Auslass, die als Sickerhilfe dient; Abb. 1). Sechs Lysimeter wurden 1979 schichtweise mit einer Braunerde auf Schotter ("Schotterboden") gefüllt, die anderen sechs mit einer Braunerde auf Moränelehm ("Moräneboden"). Nach Inbetriebnahme der Lysimeteranlage im Jahr 1980 wurden vorwiegend Ackerkulturen angebaut. Zwischen April 2010 und April 2017 wurden zwei Versuche zur Auswaschung von Nitrat, Tracern und Pflanzenbehandlungsmitteln durchgeführt (Vögeli Albisser und Prasuhn, 2013; Torrentó *et al.*, 2017). Während dieser Zeit war die Anlage mit einem Folientunnel überdacht, um die gesamte Wasserzufuhr gezielt mittels Bewässerung steuern zu können.

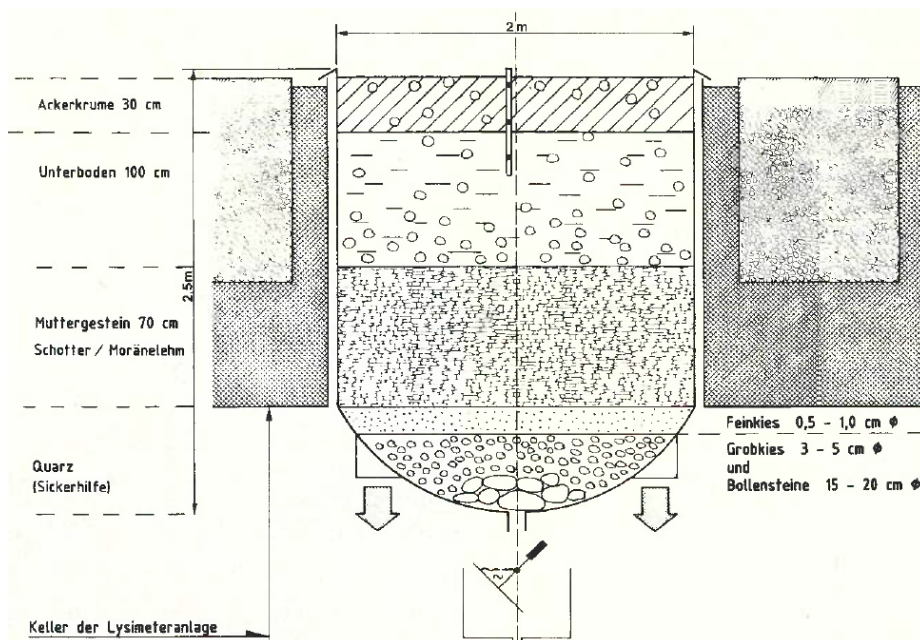


Abbildung 1: Aufbau eines Lysimeters (Nievergelt 1991).

Die beiden eingefüllten Braunerden sind typische Ackerböden der Schweiz. Im Jahr 2014 wurde der Oberboden (0-20 cm) aller Lysimeter beprobt; zudem wurden in den zwei Lysimetern 4 und 9 Bodenkerne aus dem Unterboden entnommen. Der Schotterboden weist über das gesamte beprobte Profil einen ähnlichen Tongehalt wie der Moräneboden auf, enthält dagegen bedeutend weniger Schluff und mehr Sand (Tab. 1). Für die Berechnung der Mengen an organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Gesamtstickstoff (N_{tot}) wurde eine Lagerungsdichte von 1,3 kg dm⁻³ in 0-20 cm Tiefe und von 1,5 kg dm⁻³ in >20 cm Tiefe angenommen. Der Skelettgehalt wurde im Schotterboden auf 10% (0-20 cm) bzw. 25% (>20 cm Tiefe) und im Moräneboden auf 3% (gesamtes Profil) geschätzt. Die Oberböden sind schwach humos. Beide Bodentypen enthalten mit weit über 10'000 kg ha⁻¹ eine hohe N_{tot} -Menge. Das C/N-Verhältnis beträgt im Bodenprofil jeweils weniger als 10.

Tabelle 1: Eigenschaften der beiden Böden im Jahr 2014.

	Ton (%)	Schluff (%)	Sand (%)	C _{org} (%)	N _{tot} (%)	C/N	C _{org} (kg ha ⁻¹)	N _{tot} (kg ha ⁻¹)
Schotterboden								
0-20 cm	19	21	60	1,51	0,15	9,8	38'082	3'884
20-46 cm	20	23	57	1,01	0,12	8,4	38'208	4'540
46-60 cm	17	20	63	0,52	0,07	7,4	10'592	1'426
60-72 cm	19	24	57	0,65	0,07	9,3	11'349	1'222
72-100 cm	20	24	56	0,48	0,06	8,0	19'555	2'444
100-118 cm	19	21	60	0,32	0,05	6,4	8'381	1'310
118-135 cm	17	18	65	0,43	0,05	8,6	10'636	1'237
Total							136'804	16'062
Moräneboden								
0-20 cm	21	39	40	1,43	0,18	8,1	33'462	4'142
20-47 cm	22	34	44	1,23	0,16	7,7	37'361	4'860
47-70 cm	23	34	43	0,89	0,09	9,9	23'029	2'329
70-92 cm	22	38	40	0,25	0,04	6,3	6'188	990
92-112 cm	20	40	40	0,09	0,03	3,0	2'025	675
112-142 cm	21	42	37	0,08	0,02	4,3	2'869	675
142-160 cm	21	41	38	0,08	0,02	4,0	1'620	405
Total							106'553	14'076

Im April 2021 wurde der Oberboden aller Lysimeter erneut beprobt. In Tabelle 2 fällt auf, dass der Moräneboden mit pH-Werten von 7,8 stark kalkhaltig war. Die Versorgung der Böden mit Phosphor (P) und Kalium (K) war im Allgemeinen genügend; bei Magnesium (Mg) konnte teilweise sogar eine starke Überversorgung beobachtet werden.

Tabelle 2: Eigenschaften des Schotter- und des Moränebodens (0-20 cm) in den Verfahren mit Belassen (mit) und Abfuhr der Ernterückstände (ohne) im Jahr 2021.

		Schotter		Moräne	
		ohne	mit	ohne	mit
pH (H ₂ O)		7,1	7,4	7,8	7,8
C _{org}	%	1,8	1,6	1,5	1,6
N _{tot}	%	0,17	0,19	0,17	0,18
P (CO ₂)	Testzahl	9,6	11,5	4,1	4,2
K (CO ₂)	Testzahl	3,5	7,2	4,2	4,8
K (AAE10)	mg kg ⁻¹	146	256	132	155
Mg (CaCl)	Testzahl	19	18	14	14
Mg(AAE10)	mg kg ⁻¹	292	286	489	501

2.2 Fruchtfolge, Bewirtschaftung und Verfahren

Im April 2017 startete der Gemüseversuch vorerst mit einer dreijährigen Fruchtfolge ohne Winterbegrünung. Der Versuch konnte um zwei Jahre verlängert werden, so dass weitere Kulturen einbezogen werden konnten (Tab. 3). Insgesamt wurden acht verschiedene Kulturen angebaut: Broccoli (*Brassica oleracea* L. var. *italica* Plenck), Chinakohl (*Brassica rapa* L. subsp. *pekinensis* (Lour.) Hanelt), Endivie (*Cichorium endivia* L. var. *latifolium* Hegi), Knollenfenchel (*Foeniculum vulgare* var. *azoricum* (Mill.) Thell.), Kopfkohl (*Brassica oleracea* L. var. *capitata* f. *alba* L.), Kopfsalat (*Lactuca sativa* L. var. *capitata* L.), Lauch (*Allium ampeloprasum* L. var. *porrum*) und Zuckerhut (*Cichorium intybus* L. var. *foliosum*).



Abbildung 2: Anbau von Kopfkohl und Chinakohl im Juni 2018 (links) und Kopfsalat im August 2017 (rechts).

Die Kulturen wurden auf den beiden Böden jeweils um ein Jahr versetzt angebaut (Tab. 3, Abb. 2), weil die Witterung in einem bestimmten Jahr einen grösseren Einfluss auf den Pflanzenertrag, die Sickerwasserbildung, die N-Prozesse im Boden und die Nitratauswaschung ausübt als der Bodentyp. Der Anbau einer bestimmten Kultur erfolgte dadurch in zwei, manchmal sogar in vier verschiedenen Jahren. Durch diese Versuchsanlage kann nicht der Einfluss des Bodentyps oder des Jahres untersucht werden, sondern die Kulturen werden in verschiedenen Kombinationen von Bodentyp und Jahr angebaut, welche miteinander verglichen werden. Zur Vereinfachung werden diese Kombinationen nachfolgend nach dem Bodentyp (Schotterboden bzw. Moräneboden) benannt.

Tabelle 3: Fruchtfolgen, die auf den beiden Böden angebaut wurden.

Jahr	Schotterboden	Moräneboden
2017	Broccoli + Kopfsalat 1 + Kopfsalat 2	Chinakohl + Lauch
2018	Chinakohl + Lauch	Kopfkohl + Zuckerhut
2019	Kopfkohl + Zuckerhut	Broccoli + Kopfsalat 1 + Kopfsalat 2
2020	Endivie + Broccoli	Knollenfenchel + Chinakohl
2021	Knollenfenchel + Chinakohl	Endivie + Broccoli

Um den Einfluss des Ernterückstandsmanagements auf die Nitratauswaschung zu untersuchen, wurden die Ernterückstände bei jedem Boden auf drei Lysimetern abgeführt und auf den drei anderen belassen und nach dem Häckseln bei der Grundbodenbearbeitung mit dem Spaten eingearbeitet (Abb. 3). Die Bewirtschaftung erfolgte möglichst praxisüblich, wegen der geringen Bewirtschaftungsfläche mussten jedoch alle Arbeiten von Hand ausgeführt werden. Der Boden wurde vor der Pflanzung der Setzlinge jeweils 20 cm tief bearbeitet. Die Düngung erfolgte mit Mineraldüngern (N als Ammoniumnitrat) und gemäss den Empfehlungen von Agroscope (GRUD, 2017; Anhang Tab. A1). Im Verfahren mit Einarbeitung der Ernterückstände wurde der mit Düngern zu deckenden N-Nettobedarf ermittelt, indem vom Bruttobedarf gemäss GRUD (2017) ein Abzug von 20% der N-Menge in den Ernterückständen der vorher angebauten Kultur vorgenommen wurde. Nach der Pflanzung und in Hitzeperioden wurden die Lysimeter bewässert.

Die Setzlinge wurden mit Presstöpfen ($4 \times 4 \times 4 \text{ cm} = 64 \text{ cm}^3$; Zusammensetzung: 70% Schwarztorf und 30% Kompost) ausgepflanzt. Im Jahr 2021 wurden bei zwei Kulturen von je fünf Presstöpfen die Trockenmasse bestimmt und die Gehalte an organischem Kohlenstoff und Gesamtstickstoff gemessen. Über die Anzahl Kulturen pro Jahr sowie die Reihen- und Pflanzenabstände konnte anschliessend berechnet werden, welche C_{org} - und N_{tot} -Mengen über die Presstöpfle dem Boden zugeführt wurden.

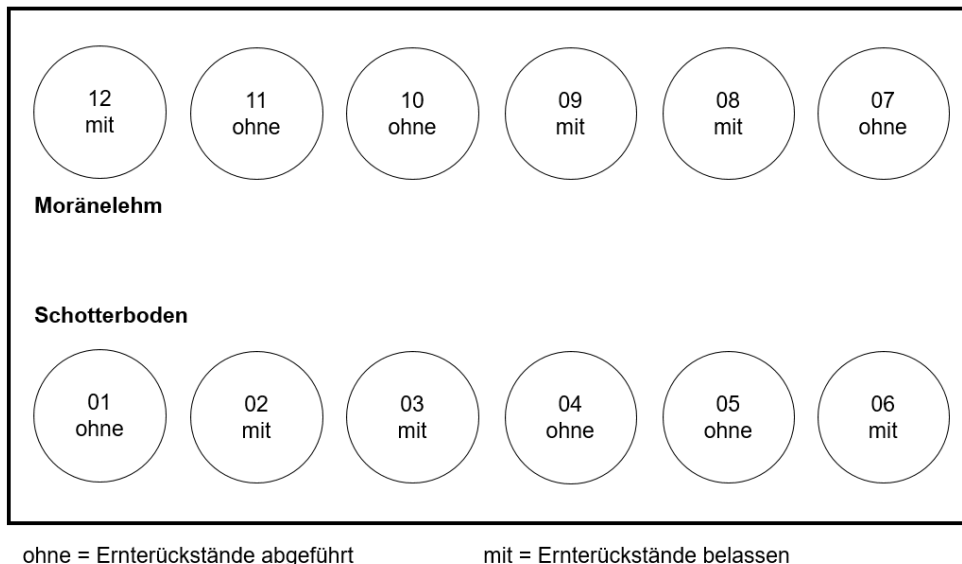


Abbildung 3: Versuchsanordnung auf der Lysimeteranlage.

2.3 Wasserflüsse und Nitratauswaschung

Die Niederschlagsdaten stammten von der 40 m entfernten Station von MeteoSchweiz (Zürich-Affoltern). Die Sickerwassermenge wurde mit 100 ml-Kippwaagen gemessen und alle fünf Minuten vom Datenlogger aufgezeichnet. Bei jeder Kippung flossen 1-2 ml Wasser in eine Probenflasche, was die abflussproportionale Entnahme einer kleinen Probe erlaubte. Die Wasserproben wurden 14-täglich entnommen und mittels segmentierter Fliessinjektionsanalyse (s-FIA) kolorimetrisch auf Nitrat (NO_3^-) und Ammonium (NH_4^+) untersucht, wobei die Ammoniumkonzentrationen sehr niedrig ausfielen ($< 0.6 \text{ mg N L}^{-1}$). Obwohl Ammonium bei der Berechnung der Auswaschung berücksichtigt wurde, wird nachfolgend nur der Begriff "Nitrat" verwendet. Die Nitratkonzentrationen wurden als abflussgewichtete Mittelwerte angegeben. Die Wasserflüsse und die Nitratauswaschung wurden für den Zeitraum von April 2017 bis März 2022 ausgewertet.

2.4 Ertrag und N-Mengen in den pflanzlichen Produkten

Bei der Ernte wurden der Ertrag der marktfähigen Ware und die Menge der Ernterückstände erhoben. Für alle pflanzlichen Produkte wurde eine Probe bei 60°C getrocknet und anschliessend gemahlen. Der N-Gehalt der Produkte wurde durch trockene Verbrennung mit dem Elementaranalysator Vario Max CN bestimmt. Diese Methode basiert auf der von Dumas beschriebenen Originalmethode (Bremner und Mulvaney, 1982).

2.5 Witterung

In allen fünf Versuchsjahren übertraf die Jahrestemperatur mit Werten von $9,8$ bis $11,4^\circ\text{C}$ das langjährige Mittel (1991-2020) von $9,8^\circ\text{C}$ oder erreichte es zumindest. Die Temperaturen waren insbesondere im Winter (Dezember bis Februar) und Sommer (Juni bis September) überdurchschnittlich hoch. Dagegen fielen die Niederschläge mit 826 bis 981 mm Jahr^{-1} jeweils geringer aus als das langjährige Mittel von $1022 \text{ mm Jahr}^{-1}$. Das Niederschlagsdefizit war in den Monaten März bis Juli, d.h. in der Wachstumszeit der ersten Gemüsekultur, sowie im Herbst (September bis November) besonders gross. Das Gemüse wurde je nach Jahr und angebauten Kulturen mit 135 bis 295 mm Jahr^{-1} (Mittelwert: 190 mm Jahr^{-1}) bewässert. Somit betrug die gesamte Wasserzufuhr durchschnittlich $1090 \text{ mm Jahr}^{-1}$.

3 Resultate

3.1 Ertrag der Kulturen

Die marktfähigen Erträge (Tab. 4) lagen im Mittel aller Gemüsekulturen und beider Böden in der gleichen Grössenordnung wie die Referenzerträge der GRUD (2017) für den erwerbsmässigen Freilandanbau. Teilweise traten jedoch deutliche Abweichungen auf: Während bei Kopfkohl und Zuckerhut hohe Erträge erreicht wurden, schnitten Kopfsalat und Broccoli stark unterdurchschnittlich ab. Auf beiden Böden fällt auf, dass der zweite Satz Kopfsalat bedeutend niedrigere Erträge erreichte als der erste Satz. Dies ist auf den späten Anbau im Jahr zurückzuführen, der mit kürzeren Tagen und niedrigeren Temperaturen verbunden war. Das Ernterückstandsmanagement hatte auf beiden Böden keinen Einfluss auf die Ertragshöhe (Tab. 4, Anhang Tab. A2 und A3).

Tabelle 4: Marktfähige Erträge der verschiedenen Kulturen bei Abfuhr und Belassen der Ernterückstände auf beiden Böden (in dt ha⁻¹; Mittelwert ± Standardabweichung).

Kultur	Jahr	Schotterboden		Jahr	Moräneboden	
		ohne	mit		ohne	mit
Broccoli	2017	143 ± 17	146 ± 4	2019	99 ± 24	103 ± 11
Kopfsalat 1	2017	499 ± 38	455 ± 44	2019	282 ± 38	224 ± 54
Kopfsalat 2	2017	319 ± 58	271 ± 85	2019	116 ± 25	125 ± 38
Chinakohl	2018	612 ± 122	639 ± 42	2017	317 ± 34	365 ± 111
Lauch	2018	548 ± 25	524 ± 12	2017	505 ± 34	478 ± 59
Kopfkohl	2019	513 ± 32	410 ± 220	2018	910 ± 68	871 ± 79
Zuckerhut	2019	843 ± 211	826 ± 119	2018	729 ± 11	733 ± 82
Endivie	2020	389 ± 142	474 ± 64	2021	625 ± 128	679 ± 25
Broccoli	2020	155 ± 23	123 ± 107	2021	0	0
Knollenfenchel	2021	460 ± 44	419 ± 35	2020	354 ± 28	344 ± 30
Chinakohl	2021	594 ± 52	530 ± 37	2020	376 ± 59	412 ± 89

Zu grösseren Ernteaussfällen kam es auf einzelnen oder sogar allen Lysimetern einiger Gemüsesätze. Der Kopfkohl wurde im Jahr 2019 auf Lysimeter 6 stark von der Kohlschabe (*Plutella xylostella* L.) befallen. Der Broccoli litt im Jahr 2020 auf dem Schotterboden und 2021 auf dem Moräneboden stark unter verschiedenen bodenbürtigen Wurzelkrankheiten, wobei diagnostisch vor allem *Pythium* spp. nachgewiesen werden konnte. Dieser Befall führte 2020 bei Lysimeter 6 und 2021 bei allen Lysimetern zu einem Totalausfall. Bei Chinakohl kam es im Jahr 2020 zu starken Qualitätsmängeln infolge eines Befalls von *Alternaria* spp. Aufgrund von abgestorbenen oder sich nur mangelhaft entwickelten Pflanzen kam es sowohl beim marktfähigen Ertrag wie auch bei der Menge der Ernterückstände einiger Gemüsesätze zu einer grossen Streuung innerhalb der sechs Lysimeter (Tab. 4, Anhang Tab. A2 und A3).

Während ein Totalausfall oder starke Ertragseinbussen bei allen Lysimetern eines Gemüsesatzes den Vergleich zwischen den beiden Verfahren mit unterschiedlichem Ernterückstandsmanagement weniger beeinflussten, hatten auf dem Lysimeter 6 sowohl der starke Minderertrag von Kopfkohl im Jahr 2019 als auch der Totalausfall bei Broccoli im Folgejahr deutlich sichtbare Auswirkungen auf die Sickerwassermenge und die ausgewaschene N-Menge (Anhang Tab. A4 und A5). Deshalb wurden die Ergebnisse dieses Lysimeters für die Jahre 2019/20 und 2020/21 nicht in die folgenden Auswertungen einbezogen.

3.2 Stickstoffbilanz

Die Stickstoffbilanz als Gegenüberstellung der N-Zufuhr über die Düngung und die Presstöpfe und des N-Entzugs mit den weggeführten Pflanzenprodukten zeigt, dass der N-Umsatz im Feldgemüsebau höher ist als bei Ackerkulturen. Die Düngung und die Aufnahme durch die Pflanzen (Marktware und Ernterückstände) lagen im Bereich von 300 bis 500 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Tab. 5). Die bedeutendsten Ackerkulturen erhalten dagegen eine Düngung von 100 bis 150 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ und der Nährstoffentzug überschreitet nur bei den intensiven Kunstwiesen 300 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (GRUD, 2017). Auf den Lysimetern mit Abfuhr der Ernterückstände wurden durchschnittlich 408 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ ausgebracht. Bei den Lysimetern mit Einarbeitung der Rückstände wurde die N-Düngung jeweils um 20% des Normwerts der GRUD (2017) für die N-Menge in den Ernterückständen der Vorkultur reduziert (minus 39 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹), so dass bei diesem Verfahren im Mittel noch 369 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ ausgebracht wurden. Vom Stickstoff in den Ernterückständen wird angenommen, dass nur ein kleiner Teil von den Folgekulturen aufgenommen werden kann, weil insbesondere während der Vegetationsruhe grössere N-Verluste eintreten (GRUD, 2017).

Der N-Entzug betrug bei Abfuhr der Ernterückstände und im Mittel der beiden Böden und fünf Jahre 395 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹; bei Belassen der Ernterückstände jedoch nur 210 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ (Tab. 5). Bei Abfuhr der Ernterückstände fiel der Input über die Düngung und die Presstöpfe 50 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ höher aus als der Entzug über die weggeführten Produkte, was einem Überschuss . Einzelne Kulturen (Chinakohl und Zuckerhut) wiesen ein Defizit auf. Bei Belassen der Ernterückstände auf den Lysimetern wies die Bilanz einen Überschuss von 196 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ auf. Dies sind 146 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ mehr als beim Verfahren mit Abfuhr. Zwar war die Düngung infolge der 20%igen Anrechnung des Stickstoffs in den Ernterückständen der Vorkultur 39 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ niedriger als bei Abfuhr, aber der Entzug fiel um 184 kg N ha⁻¹ Jahr⁻¹ geringer aus, weil er nur die marktfähige Ware umfasste, nicht aber die auf den Lysimetern belassenen Ernterückstände. Sehr hohe Überschüsse traten in diesem Verfahren insbesondere bei Broccoli und Knollenfenchel auf. Kulturen wie Broccoli, Chinakohl und Knollenfenchel, deren Ernterückstände hohe N-Mengen enthielten, trugen am meisten zum grossen Unterschied zwischen den beiden Verfahren in der N-Bilanz bei. Die Ernterückstände von Kopfsalat und Endivie enthalten dagegen nur geringe N-Mengen, weshalb hier der Verfahrensunterschied klein ist.

Tabelle 5: N-Bilanz (= Presstöpfe + Düngung - Entzug durch die weggeführten Produkte) bei Abfuhr und bei Belassen sowie N-Menge in den Ernterückständen bei Belassen (Mittel beider Böden; in kg N ha⁻¹).

	N-Bilanz				Belassen:			N-Menge der Ernte- rückstände
	Press- töpfe	Abfuhr: Düngung	Entzug	Bilanz	Düngung	Entzug	Bilanz	
Broccoli	9	250	230	29	245	71	183	156
Kopfsalat 1	21	120	96	46	90	74	38	28
Kopfsalat 2	21	120	65	76	110	48	83	19
Total 1. Jahr	52	490	390	151	445	193	304	203
Chinakohl	12	180	268	-76	175	125	63	135
Lauch	35	220	226	29	200	178	58	73
Total 2. Jahr	48	400	495	-47	375	302	120	208
Kopfkohl	9	220	217	12	200	130	79	80
Zuckerhut	17	140	226	-68	110	145	-18	95
Total 3. Jahr	26	360	443	-57	310	275	61	176
Endivie	16	180	136	60	165	109	72	34
Broccoli	9	250	198	61	230	27	212	151
Total 4. Jahr	25	430	334	121	395	136	284	185
Knollenfenchel	23	180	154	49	160	49	134	120
Chinakohl	12	180	161	32	160	95	77	80
Total 5. Jahr	35	360	315	81	320	144	211	200
5-Jahresmittel	37	408	395	50	369	210	196	194

3.3 Sickerwassermenge

Die Sickerwassermenge betrug im Mittel der fünf Jahre und beider Böden rund 500 mm (Tab. 6) und war damit fast halb so hoch wie die Wasserzufuhr über den Niederschlag und die Bewässerung. Im dritten Versuchsjahr (2019/20) wurde infolge der hohen Niederschläge am meisten Sickerwasser gebildet. In den ersten beiden Versuchsjahren lag die Niederschlagsmenge jeweils deutlich unter dem langjährigen Mittel. Deshalb fielen nur geringe Sickerwassermengen an. Das unterschiedliche Ernterückstandsmanagement beeinflusste die Sickerwassermenge auf beiden Böden nur minimal. In den letzten beiden Versuchsjahren fiel unter den beiden Böden unterschiedlich viel Sickerwasser an. Dies dürfte weniger auf den Bodentyp zurückzuführen sein als auf die Entwicklung der Gemüsekulturen und die dadurch bedingte Evapotranspiration. Im Versuchsjahr 2020/21 fiel im August aussergewöhnlich viel Regen (Tab. A4). Als erster Satz wurde auf dem Schotterboden Endivie und auf dem Moräneboden Knollenfenchel angebaut. Endivie erreichte einen mässigen Ertrag und wurde früher geerntet als der Knollenfenchel. Ende Juli wurde auf beiden Böden gleichzeitig der zweite Satz gepflanzt (Broccoli bzw. Chinakohl), dessen Wasseraufnahme im August noch nicht so hoch war. Durch das geringere Wachstum der Endivie und die längere Bracheperiode zwischen den beiden Gemüsesätzen war die Evapotranspiration auf dem Schotterboden geringer als auf dem Moräneboden mit dem gut entwickelten Knollenfenchel. Das Wasserspeichungsvermögen wurde deshalb im Schotterboden früher überschritten. Im Versuchsjahr 2021/22 lag die Niederschlagsmenge in den Monaten Mai bis Juli 50% über dem langjährigen Mittel. Auf dem Schotterboden wuchs während dieser Zeit Knollenfenchel, der eine sehr hohe Biomasse erreichte. Obwohl die Endivie auf dem Moräneboden ertragsmässig leicht überdurchschnittlich abschnitt, bildete sich schon gegen Ende der kurzen Kulturdauer und besonders in der Bracheperiode nach der Ernte sehr viel Sickerwasser.

In den Wintermonaten Dezember bis Februar war die Sickerwassermenge im Mittel der fünf Versuchsjahre wegen den gesättigten Böden praktisch gleich hoch wie der Niederschlag (Abb. 4). Im Sommerhalbjahr fiel dagegen trotz hoher Wasserzufuhr über Niederschlag und Bewässerung nur wenig Sickerwasser an. Die Evapotranspiration war in dieser Periode infolge der höheren Temperaturen und des Pflanzenwachstums hoch.

Tabelle 6: Sickerwassermenge, Nitratkonzentration des Sickerwassers und ausgewaschene N-Fracht in den verschiedenen Verfahren, Böden und Versuchsjahren.

	Schotterboden		Moräneboden		beide Böden	
	Abfuhr	Belassen	Abfuhr	Belassen	Abfuhr	Belassen
Sickerwassermenge (mm):						
2017/18	489	491	450	443	469	467
2018/19	469	479	478	462	473	471
2019/20	582	577	605	571	594	574
2020/21	565	572	489	470	527	521
2021/22	467	477	566	543	517	510
Mittel	514	519	518	498	516	508
Nitratkonzentration des Sickerwassers (mg NO ₃ ⁻ L ⁻¹):						
2017/18	99	132	116	85	107	110
2018/19	56	71	43	56	49	63
2019/20	77	90	200	236	139	163
2020/21	98	140	72	108	86	126
2021/22	51	69	75	88	64	79
Mittel	77	102	105	119	91	110
Ausgewaschene N-Fracht (kg N ha ⁻¹):						
2017/18	109	146	118	85	114	115
2018/19	60	77	46	58	53	67
2019/20	101	117	273	305	187	211
2020/21	125	181	80	115	102	148
2021/22	54	74	96	108	75	91
Mittel	90	119	122	134	106	127

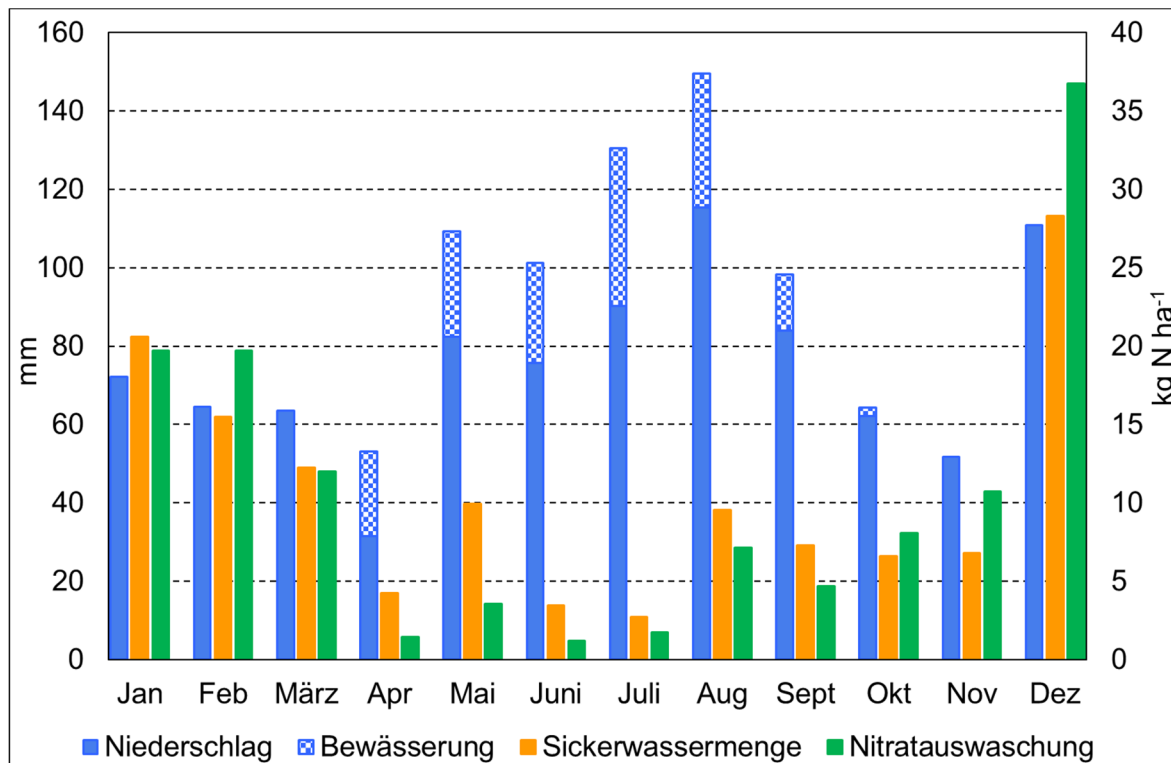


Abbildung 4: Monatswerte für Niederschlag und Bewässerung, Sickerwassermenge (mm) sowie die ausgewaschene N-Fracht (kg N ha^{-1}) im Mittel der fünf Jahre und der zwölf Lysimeter.

3.4 Nitratkonzentration des Sickerwassers

Die Verlaufskurven der Nitratkonzentration des Sickerwassers lagen in beiden Verfahren und Böden fast immer über dem schweizerischen Anforderungswert von $25 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ für Gewässer, die der Trinkwassernutzung dienen oder dafür vorgesehen sind (Abb. 5). Im Januar 2020 erreichte die Nitratkonzentration beim Moräneboden Werte von über $400 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$. Auf dem Schotterboden trat die maximale Nitratkonzentration im Winterhalbjahr jeweils etwas früher auf als auf dem Moräneboden. Mit Ausnahme des Moränebodens zwischen August 2017 und Mai 2018 sowie zwischen November 2021 und März 2022 waren die Nitratkonzentrationen bei Belassen der Ernterückstände jeweils höher als bei Abfuhr. Im Mittel über beide Böden und die fünf Jahre betrug die Nitratkonzentration bei Abfuhr der Ernterückstände $91 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$ und bei Belassen $110 \text{ mg NO}_3^- \text{ L}^{-1}$.

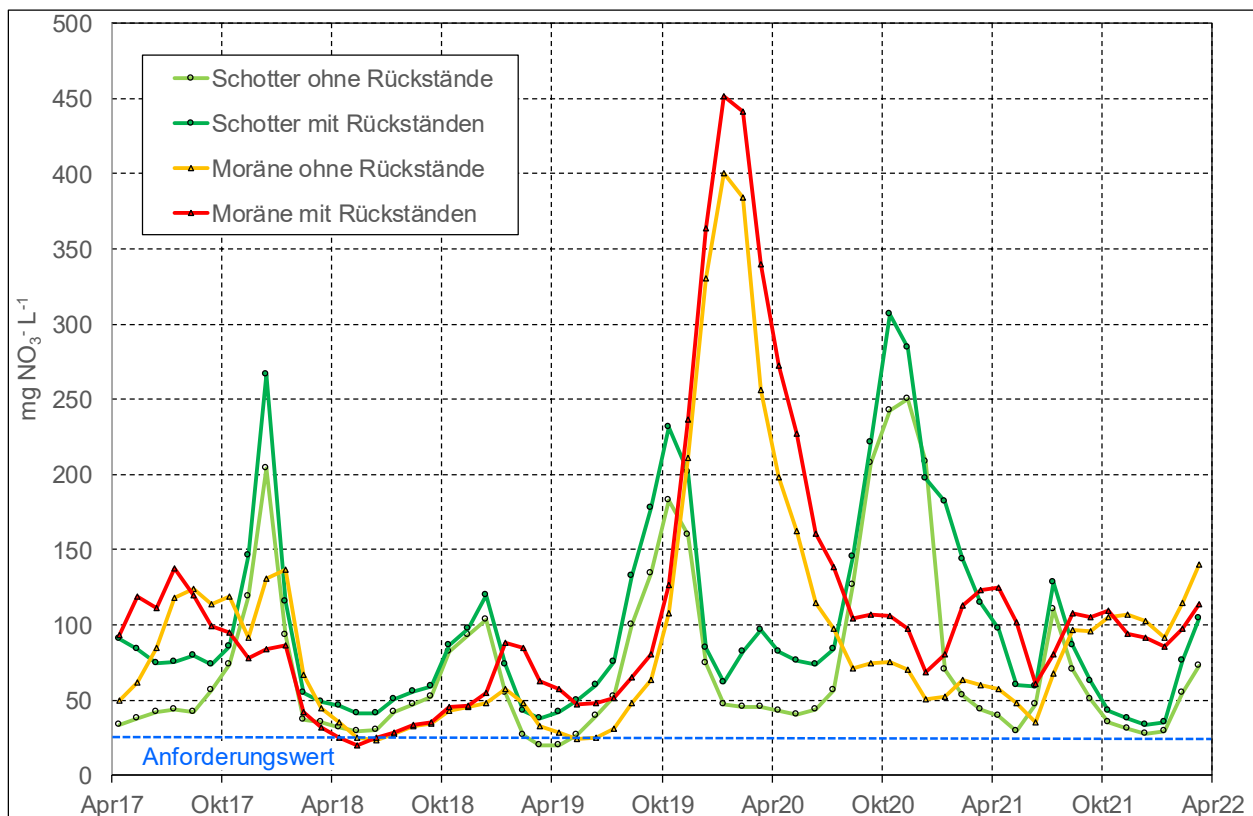


Abbildung 5: Zeitliche Entwicklung der abflussgewichteten Nitratkonzentrationen im Sickerwasser in beiden Verfahren und beiden Böden.

3.5 Ausgewaschene N-Menge

Im Durchschnitt aller Lysimeter und Versuchsjahre wurden 116 kg N ha^{-1} ausgewaschen. Die jährlichen Schwankungen waren insbesondere auf dem Moräneboden sehr gross, wo die N-Fracht zwischen 46 und 305 kg N ha^{-1} lag (Tab. 6). Da sowohl die Sickerwassermengen als auch die Nitratkonzentrationen des Sickerwassers im Winterhalbjahr mehr als doppelt so hoch waren wie im Sommer, erfolgte die Nitrat auswaschung vorwiegend im Winter (Abb. 4 und Tab. A5).

Auf dem Schotterboden wurde in allen Jahren mehr Nitrat nach Belassen der Ernterückstände auf den Lysimetern ausgewaschen als bei Abfuhr. Beim Moräneboden war dies in vier von fünf Versuchsjahren der Fall; im ersten Jahr wurde die umgekehrte Tendenz beobachtet. Tracerversuche mit Bromid im vorhergehenden Versuch zeigen, dass auf dem Moräneboden um die 500 mm Sickerwasser nötig sind zur Auswaschung von 80% der insgesamt im Wasser wiedergefundenen Tracermenge. Nitrat dürfte im Boden eine ähnliche Verlagerungsgeschwindigkeit aufweisen wie Bromid. Da der mittlere Sickerwasseranfall in unserem Versuch 500 mm Jahr^{-1} betrug, dauerte es etwa ein Jahr, bis der grösste Teil des Nitrats aus dem Oberboden durch den Lysimeter gesickert war. Dies bedeutet, dass im ersten Versuchsjahr vorwiegend Nitrat aus dem Moräneboden ausgewaschen worden ist, das sich zu Versuchsbeginn unterhalb des bearbeiteten Oberbodens befand und daher aus dem vorhergehenden Versuch stammte. Beim Schotterboden wurde der Tracer etwas schneller verlagert. Deshalb dürfte die Verweilzeit in diesem Boden einige Monate kürzer sein. Aufgrund dieser Erkenntnisse ist es nicht möglich, eine bestimmte Nitratfracht einer einzelnen Gemüsekultur oder der Kulturfolge eines Jahres zuzuordnen. Während der gesamten Versuchsperiode wurden bei Abfuhr der Ernterückstände und im Mittel beider Böden 21 kg N ha^{-1} weniger ausgewaschen als bei Belassen auf den Lysimetern.

4 Diskussion

4.1 Vergleich unserer Resultate mit anderen Versuchen

Die im Durchschnitt aller Jahre und Lysimeter unter Gemüse ausgewaschene N-Menge war mit 116 kg N ha^{-1} doppelt so hoch wie die 55 kg N ha^{-1} , die von Nievergelt (1997) auf den gleichen Lysimetern im Mittel der Jahre 1981-96 unter Ackerkulturen gemessen wurden.

Die Abfuhr der Ernterückstände von Gemüseparzellen wird seit längerem als Massnahme zur Reduktion der Nitrat Auswaschung empfohlen (van Dijk und Smit, 2006; de Ruijter *et al.*, 2010b; Armbruster *et al.*, 2011). Jedoch wurden kaum Untersuchungen dazu durchgeführt, wie sich die Abfuhr der Ernterückstände gegenüber dem Belassen auf die Auswaschungsverluste auswirkt. In einem deutschen Versuch mit einer intensiven Gemüsefruchtfolge wurden die Nitratkonzentrationen im Bodenwasser mit Saugkerzen gemessen, während die Sickerwassermengen mit dem Modell CANDY modelliert wurden (Armbruster *et al.*, 2008). Im Mittel von sechs Jahren und bei Bemessung des Pflanzenbedarfs mit N-Expert betragen die Nitratverluste bei sofortiger Einarbeitung der Ernterückstände $154 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ und bei Abfuhr $141 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ (Armbruster *et al.*, 2014). Somit konnte die Nitrat Auswaschung bei Abfuhr um $13 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bzw. um 8% reduziert werden. Die Auswaschungsverluste waren also in der gleichen Grössenordnung wie im vorliegenden Lysimeterversuch, die Reduktion durch die Abfuhr war aber etwas geringer. Die marktfähigen Erträge fielen im Gegensatz zu unserem Versuch bei Abfuhr leicht niedriger aus als bei Belassen.

4.2 Vergleich der Nitrat Auswaschung mit der N-Bilanz

Die im Abschnitt 3.2 vorgestellte Stickstoffbilanz über fünf Jahre und beide Böden zeigt, dass der N-Input über die Düngung und die Presstöpfe bei Abfuhr der Ernterückstände $50 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ höher war als der N-Entzug mit den weggeführten Pflanzenprodukten (Tab. 5; $408 + 37 - 395 = 50 \text{ kg N ha}^{-1}$). Bei Belassen der Ernterückstände auf den Lysimetern wies die Bilanz einen Überschuss von $196 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ auf, was $146 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ mehr sind als im Verfahren mit Abfuhr.

Die Resultate zur ausgewaschenen N-Menge im Abschnitt 3.5 zeigen, dass im Mittel der fünf Versuchsjahre und beider Böden $106 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ bei Abfuhr der Ernterückstände ausgewaschen wurden, während es bei Belassen der Rückstände $127 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ waren (Tab. 6). Somit war die Nitrat Auswaschung bei Belassen der Ernterückstände um $21 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ höher. Dieser Unterschied erklärt jedoch nur einen kleinen Teil der Differenz im N-Überschuss. Die Frage stellt sich, was mit den restlichen $125 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ Jahr}^{-1}$ geschehen ist. Ein kleiner Teil dürfte in gasförmiger Form verloren gegangen sein. In einem holländischen Versuch mit Broccoli und Lauch verflüchtigten sich 5-12% der N-Menge in den Ernterückständen in Form von Ammoniak, wenn die Rückstände auf der Bodenoberfläche verblieben (de Ruijter *et al.*, 2010a). Bei Einarbeitung derselben fielen die Ammoniakverluste mit rund 0,1% sehr gering aus. In einem anderen Versuch wurde festgestellt, dass die gesamten gasförmigen N-Verluste bei Einarbeitung fast so hoch waren wie bei Belassen auf der Bodenoberfläche; der Stickstoff wurde hier aber nach der Einarbeitung hauptsächlich denitrifiziert (de Ruijter *et al.*, 2010b). In einem deutschen Versuch mit Ernterückständen von Blumenkohl wurden die gleichen Tendenzen festgestellt, die Unterschiede zwischen Belassen und Einarbeitung waren aber bedeutend geringer (Nett *et al.*, 2015). Die N-Verluste in Form von Lachgas überstiegen bei Einarbeitung diejenigen an Ammoniak, bei Belassen auf der Bodenoberfläche lagen beide Verlustarten in der gleichen Grössenordnung. Mit der Abfuhr der Ernterückstände können folglich nicht nur die Nitrat-, sondern auch die gasförmigen N-Verluste auf dem Feld reduziert werden.

Bei Belassen der Ernterückstände wird ein grosser Teil des darin enthaltenen Stickstoffs im Boden angereichert. Über den Verbleib dieses Stickstoffs können Versuche mit dem Isotop ^{15}N Hinweise geben. In einem französischen Lysimeterversuch mit einer dreijährigen Fruchtfolge mit Kartoffeln und Blumenkohl in allen Jahren (Akkal-Corfini *et al.*, 2010) wurden bei Versuchsbeginn mit ^{15}N markierten Blumenkohl-Rückständen in den Boden eingearbeitet. Im ersten Jahr wurde 46% dieses Stickstoffs von den beiden

Kulturen aufgenommen. Über den marktfähigen Ertrag wurden 25% abgeführt, die anderen 21% verblieben mit den Ernterückständen auf den Lysimetern. Im zweiten und dritten Jahr ging die ^{15}N -Menge in der Marktware sehr stark zurück. Im ersten Versuchsjahr wurden nur 1,5% des markierten Stickstoffs ausgewaschen, in den folgenden Jahren nahm dieser Anteil ebenfalls ab, aber im Verhältnis weniger stark als beim marktfähigen Ertrag. Nach drei Jahren waren insgesamt 33% der ausgebrachten ^{15}N -Menge mit den marktfähigen Erträgen abgeführt worden und 2,9% ausgewaschen. Da die gasförmigen N-Verluste und die im Boden verbliebene ^{15}N -Menge in dieser Studie nicht gemessen worden sind, konnte keine vollständige Bilanz für den markierten Stickstoff erstellt werden. Aufgrund der vorhandenen Versuchsergebnisse kann aber angenommen werden, dass sich bei Versuchsende immer noch mehr als die Hälfte der ursprünglich ausgebrachten ^{15}N -Menge im Boden befunden hat.

Verschiedene Erkenntnisse aus Versuchen mit ^{15}N , die mit Mineraldünger und Gülle durchgeführt worden sind, lassen sich in ihrer Tendenz ebenfalls auf die Ernterückstände übertragen. Ein Mikroplot-Versuch im solothurnischen Gäu (Bünemann *et al.*, 2022; Frick, 2022) auf zwei Schlägen mit Kunstwiese, Silomais und Winterweizen kam mit Hofdünger zu ähnlichen Ergebnissen wie Akkal-Corfini *et al.* (2010) für Ernterückstände. In den zweieinhalb Jahren nach dem Ausbringen von markierter Rindergülle wurden im Mittel 28% des ^{15}N mit den Ernteprodukten abgeführt und 5% ausgewaschen. Nach dem Einsatz eines Mineraldüngers enthielten die abgeführten Ernteprodukte hingegen in diesem Versuch wie auch in einem französischen Versuch auf zwei Lysimetern mit Winterweizen und Zuckerrüben (Sebilo *et al.*, 2013) rund 50% der ausgebrachten ^{15}N -Menge. Der Anteil des ausgewaschenen ^{15}N betrug insgesamt 4% bzw. 3%. Während bei Güllendüngung nach zweieinhalb Jahren immer noch um die 60% des ^{15}N im Boden und in den Ernterückständen gefunden wurden, waren es bei Mineraldüngung 30 bzw. 35%. Für die gesamte Versuchsdauer von 27 Jahren gaben Sebilo *et al.* (2013) aufsummierte Werte von 63% für die abgeführten Ernteprodukte und 10% für die ausgewaschene N-Menge an. Immer noch 13% des ursprünglich ausgebrachten ^{15}N wurden im Boden nachgewiesen.

4.3 Nachwirkungen der Vergangenheit und Auswirkungen auf die Zukunft

Die Ergebnisse der oben erwähnten Isotopenversuche zeigen, dass Bewirtschaftungsmassnahmen wie die Düngung oder der Umgang mit den Ernterückständen sehr langfristige Auswirkungen haben, welche mit Versuchen von kurzer Dauer nicht ausreichend erfasst werden können. Die kumulierten Auswaschungsverluste nehmen von Jahr zu Jahr zu, wenn auch mit zunehmender Versuchsdauer immer langsamer. Selbst nach Jahrzehnten ist nicht der gesamte ^{15}N mit den Ernteprodukten abgeführt worden oder über die Verlustpfade Ammoniakverflüchtigung, Denitrifikation und Auswaschung in die Umwelt gelangt. Ein beträchtlicher Teil befindet sich immer noch in organischer Form im Boden. Dieser Anteil ist bei organischen Ausgangssubstanzen wie den Ernterückständen und den Hofdüngern höher als bei Mineraldüngern. Die sehr lange andauernden Auswirkungen von Änderungen in der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung können deshalb nur entweder mit Dauerversuchen oder mit mittelfristigen Versuchen, die mit einer Simulation der langfristigen Auswirkungen kombiniert werden, abgeschätzt werden.

Dank den Isotopenversuchen kann auch nachvollzogen werden, warum es nach der Einführung von Massnahmen zur Reduktion der Nitratauswaschung Jahre bis Jahrzehnte dauern kann, bis sich deren Wirkung voll entfaltet. Im zweieinhalbjährigen Versuch im Gäu stammten weniger als 5% des ausgewaschenen Nitrats aus dem mit ^{15}N markierten Hof- bzw. Mineraldünger (Bünemann *et al.*, 2022; Frick *et al.*, 2022). Der Rest war auf andere N-Einträge in den Boden, die zum allergrössten Teil vor Versuchsbeginn erfolgten, zurückzuführen. Wenn ein Gemüsebaubetrieb jahrelang die Ernterückstände auf den Feldern belassen hat, dauert es nach Umstellung auf Abfuhr der Ernterückstände deshalb Jahrzehnte, bis die Nachwirkungen der früher belassenen Ernterückstände auf die Auswaschungsverluste nicht mehr spürbar ist. In Studien zum Einsatz von Mineraldüngern (Sebilo *et al.*, 2013; Van Meter und Basu, 2015) ist darauf hingewiesen worden, dass es nach der Einführung von Reduktionsmassnahmen wegen der Nachwirkung der in früheren Jahren ausgebrachten Düngern - die wie Altlasten wirken - zu einer zeitlichen Verzögerung bis zum Eintritt der Wirkung in den Gewässern kommen kann.

Gesamthaft bedeutet dies, dass es im vorliegenden Lysimeterversuch noch Jahrzehnte gehen kann, bis die Verfahrensunterschiede in der Auswaschung im ganzen Ausmass sichtbar werden. Andererseits zeigen die gewonnenen Erkenntnisse aus der Literatur auch, dass ein grosser Teil der aktuellen Nitratverluste auf Nachwirkungen von Aktivitäten, die weit in der Vergangenheit zurückliegen können, zurückzuführen ist.

4.4 N-Input über Presstöpfe

Die Kulturen unseres Lysimeterversuchs wurden - wie im professionellen Gemüsebau üblich - mit Presstöpfen gesetzt und nicht gesät. Im Laufe des Versuchs wurden einige Presstöpfe probeweise auf ihren Gehalt analysiert. Die um die 60 g schweren Presstöpfe enthielten durchschnittlich 1,9 g C_{org} und 0,18 g N_{tot}. Je nach Kultur wurden zwischen 50'000 (Broccoli, Kopfkohl) und 120'000 (Lauch) Setzlinge pro Hektare gepflanzt. Mit den Presstöpfen eines Satzes wurden somit 9 bis 35 kg N ha⁻¹ dem Boden zugeführt. Bei der Nährstoffbilanzierung im Rahmen des Ökologischen Leistungsnachweises wird dieser Eintrag bis jetzt nicht berücksichtigt. Da der Stickstoff in den Presstöpfen praktisch ausschliesslich in organischer Form vorhanden ist, dürfte die kurzfristige Wirksamkeit bescheiden sein. Über die Jahre kann auf diese Weise jedoch eine beträchtliche N-Menge in den Boden gelangen, welche auch zur Erhöhung des Auswaschungsrisikos beiträgt. Daher sollten repräsentative Gehaltsanalysen mit Presstöpfen verschiedener Produzenten durchgeführt werden.

4.5 Herausforderungen beim N-Input mit organischen Produkten

Das Vorhandensein von organischem Stickstoff führt bei Hof- und Recyclingdüngern sowie bei den Presstöpfen dazu, dass er nur teilweise oder überhaupt nicht bei der Düngungsplanung berücksichtigt werden muss. Bei Belassen der Ernterückstände auf den Feldern sind gemäss GRUD (2017) vom Bruttobedarf der Nachkultur 20% der N-Menge in den Rückständen abzuziehen. Beim Ausbringen von Rindervollgülle mit einer mittelfristigen N-Verfügbarkeit von 60% (GRUD, 2017) muss 66% mehr Gesamtstickstoff ausgebracht werden als beim Einsatz von N-Mineraldünger, um die gleiche Ertragswirkung zu erreichen. Der N-Input mit den Presstöpfen ist bei der Bemessung der Düngergaben laut GRUD in keinerlei Weise zu berücksichtigen. Auch wenn die N-Menge bei einem einzelnen Satz moderat zu sein scheint, kann der N-Input mit den Presstöpfen über die Jahre nicht vollständig vernachlässigt werden. Was geschieht bei organischen Düngern und den Presstöpfen mit der Differenz zwischen dem Gesamtstickstoff und dem verfügbaren Stickstoff? Sie kann a) zum langfristigen Humusaufbau im Boden beitragen, b) teilweise von den Pflanzen aufgenommen werden und dann zu leicht höheren Erträgen und leicht überhöhten N-Gehalten in den Produkten führen oder c) im Laufe der Jahre in die Umwelt (Gewässer und Luft) verloren gehen. Die Herausforderung bleibt, die N-Mineralisierung mit der Aufnahme durch die Pflanzen zu synchronisieren, um die Verluste zu reduzieren, insbesondere im Herbst (Walther und Jäggi, 1993; Izaurralde *et al.*, 1995; Groot *et al.*, 2003; Tei *et al.*, 2020).

4.6 Gesamtheitliche Systembetrachtung erforderlich

Im vorliegenden Lysimeterversuch wurden die Auswirkungen eines unterschiedlichen Umgangs mit den Ernterückständen auf die Nitratauswaschung untersucht. Fragen zur Behandlung der abgeführten Ernterückstände (z.B. Kompostierung, Vergärung) und zur Verwertung der aufbereiteten Produkte waren nicht Gegenstand der Untersuchungen. In einer gesamtheitlichen Betrachtung müssten solche Aspekte noch abgeklärt werden. Weiter ist auch unbekannt, wie hoch die gesamten N-Verluste in den verschiedenen Verwertungssystemen für Ernterückstände sind (de Ruijter *et al.*, 2010b) und welche Auswirkungen eine Abfuhr auf die Humusbilanz hätte. Nicht zuletzt stellen sich auch Fragen zum Arbeitsaufwand und zu den Kosten. Auf der anderen Seite sind unbedingt auch Überlegungen anzustellen, wie die N-Verluste bei Belassen der Ernterückstände auf den Feldern reduziert werden können und wie die Nährstoffeffizienz gesteigert werden kann. Bei der Bemessung der Düngung ist zu prüfen, ob die Anrechnung der N-Menge in den Ernterückständen der Vorkultur nicht erhöht werden sollte. Während die GRUD (2017) einen Wert von 20% vorschreiben, geben Feller *et al.* (2011) für den Freilandgemüsebau in Deutschland einen Wert von 50% an.

5 Verdankung

Das Forschungsprojekt NitroGäu wurde finanziell und inhaltlich durch das Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) und den Kanton Solothurn unterstützt. Die zweijährige Verlängerung des Versuchs wurde durch das Bundesamt für Umwelt (BAFU) ermöglicht.

6 Literaturverzeichnis

- Akkal-Corfini N., Morvan T., Menasseri-Aubry S., Bissuel-Bélaygue C., Poulain D., Orsini F. and Leterme P. (2010): Nitrogen mineralization, plant uptake and nitrate leaching following the incorporation of (¹⁵N)-labeled cauliflower crop residues (*Brassica oleracea*) into the soil: a 3-year lysimeter study. *Plant Soil* 328, 17-26.
- Armbruster M., Laun N. und Wiesler F. (2008): Stickstoffbilanzen und Nitrat auswaschung bei unterschiedlichem N-Management im Gemüsebau. *VDLUFA-Schriftenreihe* 63, 103-114.
- Armbruster M., Laun N. und Wiesler F. (2011): Modellrechnungen zur Extrapolation des Einflusses von Massnahmen zur Verringerung der Nitrat auswaschung in das Grundwasser im Gemüsebau der Vorderpfalz. *VDLUFA-Schriftenreihe* 66, 276-286.
- Armbruster M., Heger A., Laun N. und Wiesler F. (2014): Integriertes Stickstoff-Managementsystem als Massnahme zur Verbesserung der N-Effizienz in der Pflanzenproduktion - dargestellt am Beispiel Gemüsebau. *VDLUFA-Schriftenreihe* 69, 182-191.
- Bischoff W.-A., Schwarz A., Kühfuss S. und Williams D. (2021): Stickstoffeffizienz im Acker- und Gemüsebau für eine Reduktion des Nitratreintrages ins Grundwasser (NitroGäu). Abschlussbericht zu TP 2.2: N-Verluste und N-Bilanzen im praktischen Gemüsebau der Region Niederbipp-Gäu-Olten. Gutachterbüro TerrAquat, Nürtingen, 83 S.
- Bremner J.M. and Mulvaney C.S. (1982): Nitrogen-Total. In: Page A.L., Miller R.H. and Keeney D.R. (Eds.): *Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties*. 2nd Ed., American Society of Agronomy, Soil Science Society of America, Madison, Wisconsin, 595-624.
- Bünemann E. (2022): N-Effizienz im Acker- und Gemüsebau für eine Reduktion des Nitratreintrages ins Grundwasser (Projekt NitroGäu) Abschlussbericht Ackerbau. FiBL Frick, 136 S.
- de Ruijter F.J., Huijsmans J.F.M. and Rutgers B. (2010a): Ammonia volatilization from crop residues and frozen green manure crops. *Atmos. Environ.* 44, 3362-3368.
- de Ruijter F.J., Ten Berge H.F.M. and Smit A.L. (2010b): The fate of nitrogen from crop residues of broccoli, leek and sugar beet. *Acta Hort.* 852, 157-161.
- Di H.J. and Cameron K.C. (2002): Nitrate leaching in temperate agroecosystems: sources, factors and mitigating strategies. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 64, 237-256.
- Feaga J.B., Selker J.S., Dick R.P. and Hemphill D.D. (2010): Long-term nitrate leaching under vegetable production with cover crops in the Pacific Northwest. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 74, 186-195.
- Feller C., Fink M., Laber H., Maync A., Paschold P., Scharpf H.C., Schlaghecken J., Strohmeyer K., Weier U. und Ziegler J. (2011): Düngung im Freilandgemüsebau. In: *Schriftenreihe des Leibniz-Instituts für Gemüse- und Zierpflanzenbau (IGZ)*, 3. Auflage, Heft 4, Großbeeren, 265 S.
- Frick H. (2022): Nitrate leaching from animal manure - Insights from on-farm and greenhouse studies using ¹⁵N labelled cattle slurry. Diss. ETH no. 28183, Zürich.
- Frick H., Oberson A., Frossard E. and Bünemann E.K. (2022): Leached nitrate under fertilized loamy soil originates mainly from mineralisation of soil organic N. *Agric. Ecosyst. Environ.* 338, 108093, 1-12.

- Groot J.C.J., Rossing W.A.H., Lantinga E.A. and van Keulen H. (2003): Exploring the potential for improved internal nutrient cycling in dairy farming systems, using an eco-mathematical model. *Neth. J. agric. Sci.* 51, 165-194.
- GRUD (2017): Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz. *Agrarforschung Schweiz* 8(6), Spezialpublikation.
- GSchG (1991): Bundesgesetz über den Schutz der Gewässer (Gewässerschutzgesetz) vom 24. Januar 1991 (Stand am 1. Januar 2022). www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1992/1860_1860_1860/de [7.7.2022].
- GSchV 1998): Gewässerschutzverordnung vom 28. Oktober 1998 (Stand am 1. Januar 2021). www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1998/2863_2863_2863/de [7.7.2022].
- Hunkeler D., Sonney R., Paratte D., Tallon L., Gerber C. und Purtschert R. (2015): Nitratprojekt Gäu Olten: Hydrochemische Erkundung des Grundwasserleiters und Bestimmung der Altersstruktur. Zentrum für Hydrogeologie und Geothermie (CHYN), Universität Neuenburg, und Klima- und Umweltphysik, Universität Bern, 80 S. + Anhang.
- Izaurrealde R.C., Feng Y., Robertson J.A., McGill W.B., Juma N.G. and Olson B.M. (1995): Long-term influence of cropping systems, tillage methods, and N sources on nitrate leaching. *Can. J. Soil Sci.* 75, 497-505.
- Nett L., Sradnick A., Fuss R., Flessa H. and Fink M. (2016): Emissions of nitrous oxide and ammonia after cauliflower harvest are influenced by soil type and crop residue management. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 106, 217-231.
- Nievergelt J. (1991): Die wägbaren Lysimeter der Eidgenössischen Forschungsanstalt für landwirtschaftlichen Pflanzenbau Zürich-Reckenholz. *Landw. Schweiz* 4, 534-536.
- Nievergelt J. (1997): Lysimeterversuch 1981 bis 1996: N-Auswaschung in Fruchtfolgen. *Agrarforschung* 4, 209-212.
- Sebilo M., Mayer B., Nicolardot B., Pinay G. and Mariotti A. (2013): Long-term fate of nitrate fertilizer in agricultural soils. *PNAS* 110, 18185-18189.
- Spiess E., Humphrys C., Liebisch F., Prasuhn V. und Neuweiler R. (2021): Nitratauswaschung unter Gemüse bei unterschiedlichem Ernterückstandsmanagement. In: 19. Gumpensteiner Lysimetertagung. HBLFA Raumberg-Gumpenstein, Irdning-Donnersbachtal, 87-94. Zugang: <https://ira.agroscope.ch/de-CH/publication/46152> [9.8.2022].
- Strässle B. (2016): Konzept: Forschungsprojekt Verbesserung der Stickstoffeffizienz im Acker- und Gemüsebau. BZ Wallierhof, Riedholz.
- Tei F., De Neve S., de Haanc J. and Lakkenborg Kristensen H. (2020): Nitrogen management of vegetable crops. *Agric. Water Manage.* 240: 106316.
- Torrentó C., Prasuhn V., Spiess E., Ponsin V., Melsbach A., Lihl C., Glauser G., Hofstetter T., Elsner M. and Hunkeler D. (2017): Adsorbing versus non-adsorbing tracers for assessing pesticide transport in arable soils. *Vadose Zone J.* 17:170033.
- Übelhör W., Bechtold K., Hartwig H. und Finck M. (2009): Auswertung aus 20 Jahren SchALVO-Herbstkontrollaktion in Baden- Württemberg. *VDLUFA-Schriftenreihe* 65, 42-51.
- van Dijk W. and Smit A.L. (2006): How to meet the EC-Nitrate Directive in Dutch vegetable growing? *Acta Hort.* 700, 191-198.
- Van Meter K.J. and Basu N.B. (2015): Catchment legacies and time lags: a parsimonious watershed model to predict the effects of legacy storage on nitrogen export. *PLoS ONE* 10(5): e0125971.
- Vetsch A., Keiser A. und Strässle B. (2000): Dokumentation zum 'Einschätzungssystem der landwirtschaftlichen Bewirtschaftung bezüglich der Gefährdung von Nitratauswaschung ins Grundwasser'. Projektarbeit der Schweizerischen Hochschule für Landwirtschaft (SHL), Zollikofen, 17 S.

Vögeli Albisser C. und Prasuhn V. (2013): Auswirkungen des Klimawandels auf die Schadstoffverfrachtung ins Grundwasser. Projekt-Schlussbericht einer Studie im Auftrag des Bundesamts für Umwelt. Forschungsanstalt ART, Zürich, 106 S.

Walther U. und Jäggi W. (1993): Welche Düngewirkung hat Stallmist? Badische Bauernzeitung 46, 24-26.

Zemek O., Neuweiler R., Spiess E., Stüssi M. und Richner W. (2020): Nitratauswaschungspotenzial im Freilandgemüsebau – eine Literaturstudie. Agroscope Science Nr. 95, 117 S. <https://doi.org/10.34776/as95g> [4.7.2022].

7 Anhang

Tabelle A1: Pflanz-, Ernte- und N-Düngungstermine der angebauten Kulturen sowie N-Düngung in den beiden Verfahren (in kg N ha⁻¹).

Kultur	Pflanzung	Ernte	1. N-Gabe	2. N-Gabe	ohne Rückstände		mit Rückständen	
					1. Gabe	2. Gabe	1. Gabe	2. Gabe
Schotterboden:								
Broccoli	18.04.17	22.06.17	18.04.17	10.05.17	125	125	125	125
Kopfsalat 1	11.07.17	22.08.17	11.07.17		120		90	
Kopfsalat 2	23.08.17	30.10.17	23.08.17		120		109	
Chinakohl	25.04.18	14.06.18	25.04.18	23.05.18	90	90	85	85
Lauch	03.07.18	07.11.18	03.07.18	20.08.18	110	110	100	100
Kopfkohl	09.04.19	21.06.19	09.04.19	17.05.19	110	110	101	101
Zuckerhut	18.07.19	02.10.19	18.07.19		140		109	
Endivie	06.05.20	07.07.20	06.05.20	27.05.20	90	90	85	85
Broccoli	30.07.20	20.10.20	30.07.20	24.08.20	125	125	115	115
Knollenfenchel	26.04.21	22.07.21	26.04.21	27.05.21	90	90	75	75
Chinakohl	05.08.21	07.10.21	05.08.21	30.08.21	90	90	80	80
Total						2'041		1'840
Moräneboden:								
Chinakohl	18.04.17	20.06.17	18.04.17	10.05.17	90	90	90	90
Lauch	11.07.17	09.11.17	11.07.17	15.08.17	110	110	100	100
Kopfkohl	25.04.18	10.07.18	25.04.18	23.05.18	110	110	101	101
Zuckerhut	10.08.18	07.11.18	10.08.18		140		109	
Broccoli	09.04.19	02.07.19	09.04.19	17.05.19	125	125	120	120
Kopfsalat 1	16.07.19	29.08.19	16.07.19		120		90	
Kopfsalat 2	10.09.19	07.11.19	10.09.19		120		110	
Knollenfenchel	06.05.20	22.07.20	06.05.20	27.05.20	90	90	85	85
Chinakohl	30.07.20	08.10.20	30.07.20	24.08.20	90	90	80	80
Endivie	08.05.21	08.07.21	08.05.21	27.05.21	90	90	80	80
Broccoli	05.08.21	02.11.21	05.08.21	30.08.21	125	125	115	115
Total						2'040		1'852

Tabelle A2: Brutto-Erträge (Marktware und Ernterückstände) bei Abfuhr und Belassen der Ernterückstände bei den verschiedenen Kulturen und beiden Böden (in dt ha⁻¹; Mittelwert ± Standardabweichung).

Kultur	Jahr	Schotterboden				Moräneboden			
		ohne		mit		ohne		mit	
Broccoli	2017	570 ± 44	619 ± 8	2019	327 ± 68	313 ± 34			
Kopfsalat 1	2017	604 ± 43	666 ± 19	2019	378 ± 64	411 ± 33			
Kopfsalat 2	2017	426 ± 68	467 ± 24	2019	183 ± 36	200 ± 14			
Chinakohl	2018	1'184 ± 45	1'201 ± 58	2017	879 ± 108	838 ± 43			
Lauch	2018	711 ± 42	741 ± 22	2017	624 ± 70	695 ± 38			
Kopfkohl	2019	756 ± 62	632 ± 296	2018	1'181 ± 61	1'194 ± 88			
Zuckerhut	2019	1'363 ± 97	1'453 ± 105	2018	981 ± 90	1'036 ± 59			
Endivie	2020	599 ± 143	626 ± 80	2021	892 ± 85	968 ± 23			
Broccoli	2020	713 ± 33	490 ± 425	2021	242 ± 21	333 ± 270			
Knollenfenchel	2021	1'028 ± 42	1'066 ± 14	2020	672 ± 30	687 ± 32			
Chinakohl	2021	988 ± 51	1'037 ± 90	2020	773 ± 82	799 ± 58			

Tabelle A3: Menge der Ernterückstände der verschiedenen Kulturen bei Abfuhr und Belassen der Rückstände auf beiden Böden (in dt ha⁻¹; Mittelwert ± Standardabweichung).

Kultur	Jahr	Schotterboden				Moräneboden			
		ohne		mit		ohne		mit	
Broccoli	2017	427 ± 41	473 ± 12	2019	228 ± 57	210 ± 40			
Kopfsalat 1	2017	105 ± 77	211 ± 63	2019	96 ± 57	187 ± 55			
Kopfsalat 2	2017	107 ± 58	197 ± 68	2019	67 ± 39	75 ± 49			
Chinakohl	2018	572 ± 120	562 ± 99	2017	562 ± 116	473 ± 154			
Lauch	2018	163 ± 31	217 ± 34	2017	119 ± 56	217 ± 38			
Kopfkohl	2019	244 ± 54	222 ± 89	2018	271 ± 71	324 ± 98			
Zuckerhut	2019	520 ± 117	628 ± 69	2018	253 ± 101	303 ± 114			
Endivie	2020	211 ± 23	152 ± 128	2021	267 ± 80	289 ± 44			
Broccoli	2020	559 ± 30	367 ± 319	2021	242 ± 21	333 ± 270			
Knollenfenchel	2021	567 ± 73	647 ± 47	2020	318 ± 22	343 ± 20			
Chinakohl	2021	393 ± 102	507 ± 116	2020	398 ± 23	387 ± 36			

Tabelle A4: Monatliche Wasserzufuhr über aktuellen Niederschlag und Bewässerung sowie Sickerwassermenge (inkl. langjähriges Niederschlagsmittel 1991-2020 zum Vergleich).

Monat	Wasserzufuhr (mm)				Sickerwassermenge (mm)											
	Niederschlag		Bewässerung		Schotterboden						Moräneboden					
	Mittel	aktuell	Sch	Mo	ohne Rückstände			mit Rückständen			ohne Rückstände			mit Rückständen		
	mm	mm	mm	mm	Ly01	Ly04	Ly05	Ly02	Ly03	Ly06	Ly07	Ly10	Ly11	Ly08	Ly09	Ly12
Apr 17	73		28	28	3	4	6	3	3	3	9	2	1	4	2	2
Mai 17	115	46	49	49	22	17	19	18	19	19	14	12	4	14	14	15
Jun 17	112	84	35	23	8	7	11	8	7	6	4	4	2	3	3	3
Jul 17	116	118	27	27	6	6	4	4	3	2	17	16	14	13	17	20
Aug 17	109	73	23	23	15	19	13	14	8	6	33	34	30	33	32	37
Sep 17	79	102	5	7	62	58	59	60	57	63	34	36	25	30	26	29
Okt 17	80	30	4	4	14	15	14	13	14	14	6	6	4	5	4	4
Nov 17	74	89			45	48	50	49	49	51	10	15	5	6	3	3
Dez 17	80	99			100	96	99	105	102	103	119	107	108	122	105	107
Jan 18	63	124			147	142	145	150	150	148	164	153	153	162	152	151
Feb 18	55	46			46	44	45	48	47	45	50	45	45	51	44	44
Mär 18	65	64			27	24	26	32	26	24	28	21	22	29	19	21
Apr 18	73	8	21	21	37	34	36	37	37	36	36	34	34	36	34	34
Mai 18	115	81	27	27	28	27	30	29	28	28	30	30	31	31	30	30
Jun 18	112	64	21	42	22	18	17	17	16	20	26	26	25	26	27	25
Jul 18	116	54	63	18	23	17	19	21	15	23	2	3	2	2	1	1
Aug 18	109	144	54	35	35	29	31	39	29	35	19	20	17	19	16	16
Sep 18	79	75	14	14	24	24	24	25	24	26	33	36	32	33	35	32
Okt 18	80	34			6	6	6	6	5	6	3	4	3	3	2	2
Nov 18	74	17			2	3	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0
Dez 18	80	172			126	127	131	132	126	130	152	150	152	147	150	143
Jan 19	63	63			73	76	77	77	77	79	80	78	78	78	77	72
Feb 19	55	39			44	47	48	48	47	50	51	48	47	49	47	44
Mär 19	65	77			51	52	55	55	54	54	51	50	50	49	47	45
Apr 19	73	56	16	16	15	13	15	14	13	13	11	10	10	11	10	9
Mai 19	115	120	5	5	76	71	74	76	73	79	75	75	75	74	70	73
Jun 19	112	79	13	18	15	12	12	12	12	26	12	13	16	12	14	11
Jul 19	116	100	52	55	26	18	15	16	15	23	3	5	7	4	6	2
Aug 19	109	129	35	35	77	70	74	77	69	75	61	57	64	60	55	53
Sep 19	79	75	14	31	10	10	10	10	9	10	18	18	18	17	17	18
Okt 19	80	123		5	51	38	40	45	39	47	90	93	89	86	88	85
Nov 19	74	50			56	53	56	56	55	58	51	55	51	47	48	47
Dez 19	80	62			93	95	100	96	95	101	98	95	92	93	92	88
Jan 20	63	30			19	18	19	19	19	20	20	19	20	19	19	18
Feb 20	55	109			88	92	99	98	93	99	98	91	90	89	86	83
Mär 20	65	50			73	70	73	72	71	75	71	73	71	70	70	67
Apr 20	73	31			9	8	8	8	8	9	7	7	7	7	7	6
Mai 20	115	80	62	62	41	38	42	35	40	38	36	36	35	35	33	28
Jun 20	112	122	27	25	42	37	38	41	37	40	37	37	31	36	30	37
Jul 20	116	56	46	76	11	10	10	10	10	10	4	4	3	4	3	4
Aug 20	109	142	100	100	118	103	113	122	109	124	11	8	10	8	8	11
Sep 20	79	31	32	32	28	25	27	26	27	31	16	14	12	14	9	15
Okt 20	80	102			4	5	4	3	4	54	33	26	32	29	30	27
Nov 20	74	20			2	5	6	5	5	29	27	27	27	27	27	25
Dez 20	80	83			64	59	66	65	66	73	70	68	66	67	66	65
Jan 21	63	147			161	156	165	165	159	162	166	165	162	158	158	157
Feb 21	55	41			67	65	68	67	67	70	68	69	66	67	67	66
Mär 21	65	55			29	30	32	32	31	33	26	27	28	27	27	24
Apr 21	73	34	24	0	12	11	11	12	11	12	10	10	10	10	10	9
Mai 21	115	149	17	13	98	95	101	93	99	102	74	76	75	75	74	67
Jun 21	112	147	44	44	51	48	56	52	50	56	88	85	83	84	82	84
Jul 21	116	221	10	10	76	77	82	81	76	82	156	157	151	154	154	154
Aug 21	109	71	53	49	30	27	31	28	30	31	54	54	54	53	53	54
Sep 21	79	26	49	37	9	9	9	10	8	9	7	8	8	7	7	8
Okt 21	80	17			4	5	4	4	4	4	4	4	4	3	2	6
Nov 21	74	29			2	2	2	2	1	2	1	1	1	0	0	2
Dez 21	80	111			78	74	81	85	77	86	70	77	64	44	42	90
Jan 22	63	41			55	52	54	53	53	56	53	54	53	53	53	52
Feb 22	55	43			33	38	40	38	38	39	37	36	37	36	36	30
Mär 22	65	21			16	14	15	14	16	16	14	14	14	14	14	13

Tabelle A5: Monatlich ausgewaschene Nitratmengen.

Monat	Nitratauswaschung (kg N/ha)											
	Schotterboden			Moräneboden			Schotterboden			Moräneboden		
	ohne Rückstände			mit Rückständen			ohne Rückstände			mit Rückständen		
	Ly01	Ly04	Ly05	Ly02	Ly03	Ly06	Ly07	Ly10	Ly11	Ly08	Ly09	Ly12
Apr 17	1	0	0	1	0	0	1	0	1	0	0	1
Mai 17	3	1	1	7	2	1	1	1	2	1	1	9
Jun 17	1	0	1	2	1	0	0	0	1	0	0	2
Jul 17	1	0	0	1	0	0	1	2	9	1	1	13
Aug 17	2	1	1	4	1	1	3	4	21	3	2	22
Sep 17	10	7	6	13	9	8	3	5	17	3	2	14
Okt 17	3	2	2	3	3	2	1	1	3	1	0	2
Nov 17	14	14	11	17	17	14	1	2	3	1	0	1
Dez 17	40	53	43	62	66	58	22	24	53	21	12	31
Jan 18	24	36	31	37	37	43	42	64	39	32	24	35
Feb 18	4	4	4	7	5	6	5	10	5	5	4	5
Mär 18	2	2	2	4	3	3	2	4	2	2	1	2
Apr 18	3	2	3	4	4	4	2	4	2	2	2	2
Mai 18	2	2	2	3	3	3	1	3	1	1	1	1
Jun 18	2	1	1	2	1	2	1	2	1	1	2	1
Jul 18	2	2	2	2	2	3	0	0	0	0	0	0
Aug 18	4	3	3	5	4	4	1	2	1	1	1	1
Sep 18	3	3	3	3	3	3	2	3	3	3	3	3
Okt 18	1	1	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Nov 18	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dez 18	25	33	31	34	32	40	12	21	17	18	25	12
Jan 19	6	12	10	12	9	17	7	15	9	14	23	8
Feb 19	2	3	3	5	3	6	4	7	5	8	13	5
Mär 19	2	2	2	6	3	5	3	5	4	6	9	5
Apr 19	1	1	1	2	1	1	1	1	1	1	2	1
Mai 19	6	4	4	11	6	8	4	5	4	7	9	7
Jun 19	2	1	1	2	1	4	1	1	1	1	2	1
Jul 19	4	2	1	3	2	4	0	0	1	0	1	0
Aug 19	24	13	12	22	18	26	6	6	8	9	8	8
Sep 19	4	3	2	4	3	5	2	2	3	3	3	3
Okt 19	24	16	13	17	18	33	19	22	25	25	26	23
Nov 19	21	22	17	16	21	39	21	26	27	26	27	23
Dez 19	17	18	13	11	15	29	66	72	74	78	80	66
Jan 20	2	2	2	2	2	4	16	18	18	20	20	17
Feb 20	12	9	9	14	15	25	80	82	80	89	86	83
Mär 20	9	7	7	12	13	22	38	43	43	51	57	51
Apr 20	1	1	1	1	1	2	3	3	3	4	4	4
Mai 20	4	3	4	5	5	9	12	13	14	17	17	15
Jun 20	5	3	4	7	5	8	8	10	9	12	11	14
Jul 20	1	1	1	2	2	2	1	1	1	1	1	1
Aug 20	37	28	31	44	32	40	2	2	1	2	1	3
Sep 20	17	11	10	15	11	15	2	3	2	3	2	4
Okt 20	3	2	2	3	2	46	4	5	7	6	7	7
Nov 20	2	3	3	3	3	28	3	5	5	5	6	6
Dez 20	42	26	21	28	30	86	5	8	10	10	10	11
Jan 21	32	28	17	43	51	106	16	19	22	31	28	27
Feb 21	8	9	7	22	28	17	9	10	10	17	17	16
Mär 21	3	3	3	9	10	6	3	4	4	7	8	7
Apr 21	1	1	1	3	3	2	1	1	1	3	3	3
Mai 21	7	7	6	15	15	10	8	9	8	17	17	16
Jun 21	6	5	6	9	7	5	6	7	7	11	11	13
Jul 21	18	17	24	27	24	17	22	24	24	25	29	29
Aug 21	4	4	5	7	7	4	12	12	11	11	15	13
Sep 21	1	1	1	2	1	1	2	2	2	1	2	2
Okt 21	0	0	0	1	0	0	1	1	1	1	1	1
Nov 21	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dez 21	5	5	4	8	6	4	18	17	14	10	10	17
Jan 22	4	3	3	5	4	3	12	11	10	11	10	9
Feb 22	4	5	5	7	7	5	9	9	10	8	7	8
Mär 22	3	2	2	3	4	3	4	5	5	4	3	4