



Entwicklung der Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft bis 2020

Autoren

Ernst Spiess und Frank Liebisch



Impressum

Herausgeber	Agroscope Reckenholzstrasse 191 8046 Zürich www.agroscope.ch
Auskünfte	Ernst Spiess, ernst.spiess@agroscope.admin.ch Frank Liebisch, frank.liebisch@agroscope.admin.ch
Titelbild	Ernst Spiess
Download	www.agroscope.ch/science
Copyright	© Agroscope 2022
ISSN	2296-729X
DOI	https://doi.org/10.34776/as149g

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
Résumé	5
1 Einleitung	6
2 Material und Methoden	7
2.1 Bilanzierungsmethode	7
2.2 Ausgangsdaten und Berechnungsmethode	8
2.3 Zusätzliche Berechnungen	9
2.4 Genauigkeit der Berechnungen	11
3 Nährstoffbilanz und Nährstoffkreislauf im Jahr 2020	12
3.1 Stickstoff	12
3.2 Phosphor	14
4 Entwicklung der Nährstoffbilanz zwischen 1975 und 2020	15
4.1 Stickstoff	15
4.2 Phosphor	18
4.3 Vergleich der OSPAR-Methode mit der OECD-Methode	20
5 Literaturverzeichnis	22

Zusammenfassung

Entwicklung der Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft bis 2020

Die Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft wurde für Stickstoff (N) und Phosphor (P) für die Jahre 1975 bis 2020 berechnet. Die Bilanzierung wurde mit der OSPAR-Methode durchgeführt, bei welcher der Nährstoff-Input in die gesamte Landwirtschaft dem Output aus der Landwirtschaft gegenübergestellt wird (= Input-Output-Bilanz). Zur Ergänzung und Kontrolle wurde auch der landwirtschaftliche Nährstoffkreislauf erstellt. Die verschiedenen Input- und Output-Grössen sowie die landwirtschaftsinternen Nährstoffflüsse wurden grösstenteils durch Multiplikation der einzelnen Produktmengen mit dem entsprechenden Nährstoffgehalt berechnet.

Im Jahr 2020 waren die importierten Futtermittel sowohl bei Stickstoff als auch bei Phosphor die wichtigste Input-Grösse, gefolgt von den Mineraldüngern. Der Output über die tierischen und pflanzlichen Nahrungsmittel sowie die anderen tierischen Produkte (z. B. Tiermehl) entsprach bei Stickstoff etwas mehr als einem Drittel, bei Phosphor dagegen zwei Dritteln des gesamten Inputs. Der Überschuss betrug rund 84'000 t N bzw. 4'200 t P; auf die landwirtschaftliche Nutzfläche (LN) bezogen machte dies 80 kg N/ha bzw. 4 kg P/ha aus. Aus dem Nährstoffkreislauf der Landwirtschaft ist ersichtlich, dass der Input über die importierten Futtermittel in die Tierhaltung bei beiden Nährstoffen etwas höher war als der Output über die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte. Im Pflanzenbau überstieg die Nährstoffzufuhr über alle Düngemittel, die biologische Stickstoff-Fixierung und die Deposition den Entzug durch die pflanzlichen Nahrungs- und Futtermittel bei Stickstoff um mehr als die Hälfte und bei Phosphor um ein Fünftel.

In der Periode von 1975 bis 2020 sank die Nährstoffmenge in den importierten Futtermitteln zunächst bis Mitte der 1990er Jahre stark, stieg dann aber wieder auf das Ausgangsniveau von 1975. Der Mineraldüngerverbrauch erreichte bei Phosphor früher den Höhepunkt als bei Stickstoff und die nachfolgende Abnahme war bei Phosphor viel ausgeprägter. Die biologische Stickstoff-Fixierung und die Deposition waren während der gesamten Periode rückläufig. Dagegen nahm der Output über die tierischen und pflanzlichen Produkte kontinuierlich zu. Bei beiden Nährstoffen stieg der Überschuss bis 1980 an und nahm nachher während vieler Jahre ab, wobei ein verstärkter Rückgang in den ersten Jahren nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen im Jahr 1993 beobachtet werden kann. Der Überschuss verharrte bei Stickstoff zwischen 1997 und 2018 auf einem Niveau von etwa 100'000 t N. Bei Phosphor liegt der Überschuss seit 2005 in der Grössenordnung von 5'000 t P.

Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt, dass der Überschuss bei Stickstoff seit 2018 und bei Phosphor seit 2019 abgenommen hat. Die Rückgänge können hauptsächlich auf einen geringeren Futtermittelimport und bei Stickstoff zusätzlich auf den abnehmenden Mineraldüngerverbrauch zurückgeführt werden. Aufgrund der teilweise starken Jahresschwankungen kann erst in einigen Jahren abschliessend beurteilt werden, ob diese Abnahmen von Dauer sind.

Résumé

Evolution du bilan des éléments nutritifs de l'agriculture suisse jusqu'en 2020

Le bilan des éléments nutritifs de l'agriculture suisse a été calculé pour l'azote (N) et le phosphore (P) pour les années 1975 à 2020. Ce bilan a été effectué selon la méthode OSPAR, qui compare les quantités d'éléments nutritifs entrant dans l'ensemble de l'agriculture à celles qui en ressortent (= bilan entrées-sorties). A des fins de complément et de contrôle, le cycle des éléments nutritifs a également été établi. Les différentes variables d'entrée et de sortie ainsi que les flux des éléments nutritifs internes à l'agriculture ont été en grande partie calculés en multipliant les quantités des différents produits par la teneur en éléments nutritifs correspondante. La précision des calculs ainsi que les faiblesses de la méthode de bilan sont traitées dans cette étude.

En 2020, les aliments pour animaux importés représentaient les entrées les plus importantes en termes d'azote et de phosphore, suivis par les engrais minéraux. Les sorties par le biais des aliments d'origine animale et végétale ainsi que des autres produits d'origine animale (par exemple, les farines animales) ne représentaient qu'un tiers de l'apport total en azote contre deux tiers pour le phosphore. Le surplus s'est élevé à environ 84'000 t N et à 4'200 t P. Exprimé en surface agricole utile (SAU), cela représente respectivement 80 kg N/ha et 4 kg P/ha. Il ressort du cycle des éléments nutritifs de l'agriculture que l'apport par les aliments pour animaux importés dans la production animale était légèrement plus élevé pour ces deux éléments que les sorties par le biais des denrées alimentaires d'origine animale et des autres produits d'origine animale. Dans la production végétale, l'apport en éléments nutritifs par l'ensemble des engrais, la fixation biologique de l'azote et les retombées atmosphériques ont dépassé les prélèvements par les denrées alimentaires d'origine végétale et les aliments pour animaux d'origine végétale de plus de la moitié pour l'azote et d'un cinquième pour le phosphore.

Entre 1975 et 2018, la quantité d'éléments nutritifs dans les aliments pour animaux importés a d'abord fortement diminué jusqu'au milieu des années 1990, puis elle a de nouveau augmenté pour atteindre le niveau de 1975. La consommation d'engrais minéraux a atteint son plus haut niveau plus tôt pour le phosphore que pour l'azote et la diminution qui a suivi a été beaucoup plus prononcée pour le phosphore. La fixation biologique de l'azote et les retombées atmosphériques ont diminué tout au long de cette période. En revanche, les sorties par les produits d'origine animale et végétale n'a cessé d'augmenter. Pour les deux éléments nutritifs, l'excédent a augmenté jusqu'en 1980 et a ensuite diminué pendant de nombreuses années, avec une baisse plus prononcée au cours des premières années après l'introduction des paiements directs écologiques en 1993. Pour l'azote, l'excédent s'est maintenu entre 1997 et 2018 à un niveau d'environ 100'000 t N. Pour le phosphore, l'excédent est de l'ordre de 5'000 t P depuis 2005.

L'évolution depuis 2014/16 montre que l'excédent d'azote a diminué depuis 2018 et celui de phosphore depuis 2019. Ces baisses peuvent être attribuées principalement à une diminution des importations d'aliments pour animaux et, pour l'azote, en plus à la diminution de la consommation d'engrais minéraux. En raison des fluctuations annuelles parfois importantes, il faudra attendre quelques années avant de pouvoir évaluer définitivement si ces baisses sont durables.

1 Einleitung

In der schweizerischen Landwirtschaft nahmen der Dünger- und der Futtermiteinsatz nach Mitte des letzten Jahrhunderts stark zu. Dadurch konnten die Pflanzenerträge, die tierischen Leistungen und damit die gesamte Produktion stark gesteigert werden. Aber auch die Nährstoffverluste in die Umwelt nahmen zu und führten zu verschiedenen Umweltproblemen: Der **Nitratgehalt des Trinkwassers** liegt heute immer noch in etlichen Quelfassungen und Grundwasserpumpwerken über der numerischen Anforderung von 25 mg NO₃/L (BAFU 2019). Ausgewaschenes Nitrat kann aber auch über das Grundwasser und Fliessgewässer in den Rhein und damit in die Nordsee gelangen, wo es zur **Eutrophierung der Küstengewässer** beiträgt, weil Stickstoff (N) dort oftmals der limitierende Nährstoff für das Algenwachstum ist (Kivi *et al.* 1993). Ammoniakemissionen tragen über die saure Deposition zur **Überdüngung von empfindlichen Ökosystemen** (z.B. Wälder, Moore, Magerwiesen) und zur Bildung von atmosphärischem Feinstaub bei (EKL 2007; Rihm und Achermann 2016). Bei der Denitrifikation wird neben molekularem Stickstoff (N₂) auch Lachgas (N₂O) gebildet, welches den **Treibhauseffekt** und den **Abbau der Ozonschicht** in der Stratosphäre fördert (Granli und Bockman 1994). Die grossen Frachten an Phosphor (P), die über die Abschwemmung und die Erosion in die Gewässer gelangen, sind eine Hauptursache für die hohen P-Konzentrationen und die **Eutrophierung von Oberflächengewässern** (Gutser *et al.* 2008). Im Pflanzenbau führt die Überdüngung zu einer unerwünschten **Anreicherung des Bodens mit Phosphor** (Spiess 2019). Wird mit Phosphor angereicherter Boden erodiert, entstehen deshalb höhere P-Verluste und eine grössere Gewässerbelastung. Da diese unerwünschten Entwicklungen in der Umwelt häufig erst nach Jahren oder sogar Jahrzehnten beobachtet werden können, ist die nationale Nährstoffbilanz des Landwirtschaftssektors ein wichtiger Indikator für mögliche aktuelle und zukünftige Umweltbelastungen durch Nährstoffe aus der Landwirtschaft.

Im Jahr 1993 wurde Agroscope erstmals vom Bundesamt für Landwirtschaft (BLW) beauftragt, eine nationale Nährstoffbilanz zu erstellen. Im Rahmen des Übereinkommens zum Schutz der Meeresumwelt des Nordostatlantiks (OSPAR-Übereinkommen) wurde angestrebt, die N- und P-Einträge in die Nordsee zwischen 1985 und 1995 um rund 50% zu reduzieren (PARCOM 1988). Da die Wirksamkeit der dazu in der Landwirtschaft ergriffenen Massnahmen nicht mit direkten Messungen nachgewiesen werden konnte, wurde empfohlen, sie mit Hilfe von Nährstoffbilanzen abzuschätzen. Dazu wurde die in OSPAR (1995) beschriebene Berechnungsmethode vorgeschlagen. Zwischen 1996 und 2005 berechnete Agroscope nationale N- und P-Bilanzen für die Evaluation der ab 1993 eingeführten Ökomassnahmen. Damit sollte überprüft werden, ob die vom BLW gesetzten Reduktionsziele für die Nährstoffüberschüsse erreicht werden. In den darauffolgenden Jahren wurden die N- und die P-Bilanz als nationale Agrar-Umweltindikatoren etabliert (Spiess und Liebisch, 2020). Die Nährstoffbilanzen werden auch dazu verwendet, um die Erreichung der Ziele des Bundesrats zur Reduktion der N- und P-Verluste um 20% gegenüber der Referenzperiode 2014-16 bis 2030 zu evaluieren (Art. 10a VBNL, 2023).

Im Folgenden werden die Bilanzierungsmethode beschrieben und die Ergebnisse der Bilanzierung für das Jahr 2020 vorgestellt. Bei der zeitlichen Entwicklung seit 1975 wird zusätzlich ein Schwerpunkt auf die Trends in den 2010er Jahren sowie zwischen der Referenzperiode 2014-16 und 2020 gelegt.

2 Material und Methoden

2.1 Bilanzierungsmethode

Mit der in OSPAR (1995) beschriebenen Methode wird die Bilanzierung für die gesamte Landwirtschaft (Pflanzenbau und Tierhaltung) durchgeführt (Abb. 1). Die schweizerische Landwirtschaft wird somit als eine Einheit - als ein einziger 'landwirtschaftlicher Betrieb' - betrachtet. Die Nährstoffbilanz wird aufgrund des Nährstoff-Inputs in die Landwirtschaft (Import aus dem Ausland und aus anderen inländischen Wirtschaftssektoren) und des Nährstoff-Outputs aus der Landwirtschaft erstellt (= Input-Output-Bilanz; Abb. 2). Der Input umfasst die importierten Futtermittel, die Mineraldünger, die Recycling- und die übrigen Dünger (Kompost, Rübenkalk etc.), das importierte Saatgut, die biologische Stickstoff-Fixierung durch die Leguminosen sowie die Deposition aus der Luft (Abb. 1 und 2). Der Output setzt sich aus den tierischen (z.B. Milchprodukte) und pflanzlichen Nahrungsmitteln (z.B. Brotgetreide) sowie den anderen tierischen Produkten (z.B. Tiermehl oder in die Para-Landwirtschaft exportierte Hofdünger) zusammen. Der Bilanzsaldo, das heisst die Differenz zwischen Input und Output, ist meistens positiv (= Überschuss) und umfasst die Bodenvorratsänderung (Zu- bzw. Abnahme des Nährstoffgehaltes im Boden) sowie die gesamten Verluste (Ammoniakverflüchtigung, Denitrifikation, Auswaschung, Abschwemmung, Erosion etc.). Der Vorteil dieser Berechnungsmethode ist die grosse Genauigkeit (Eurostat 2013; Gisiger 1957; Oenema *et al.* 2003; van Eerd und Fong 1998). Von Nachteil ist, dass die Berechnung von Bilanzen auf regionaler Ebene infolge der beschränkten Datenverfügbarkeit nicht möglich oder zumindest schwierig ist (Eurostat 2013; OECD und Eurostat 2007).

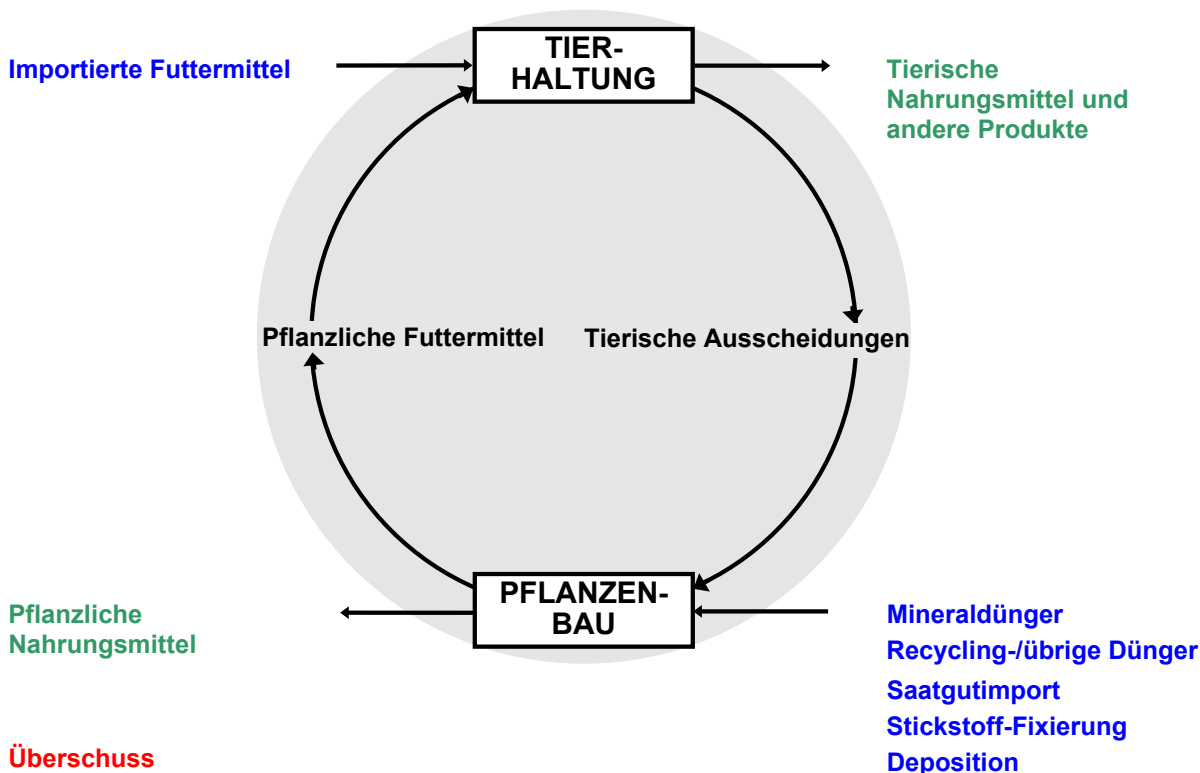


Abbildung 1: Nährstoffkreislauf der Landwirtschaft mit Pflanzenbau und Tierhaltung (in schwarz) ergänzt mit den verschiedenen Input- (in blau) und Output-Grössen (in grün) sowie dem Überschuss (in rot).

Die Para-Landwirtschaft (Gärten von privaten und öffentlichen Gebäuden, Grünflächen entlang von Strassen und Bahnliesen, Park- und offene Sportanlagen etc.) gehört nicht zur Landwirtschaft. Sie wurden deshalb nicht in die Berechnungen einbezogen - im Gegensatz zu einer früheren Studie (Braun *et al.* 1994), die als Grundlage für die vorliegende Arbeit diente.

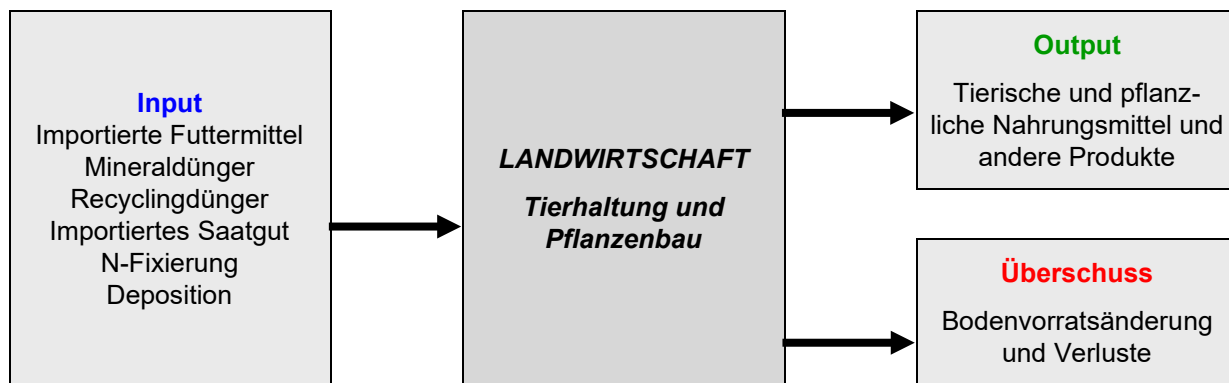


Abbildung 2: Prinzip der Input-Output-Bilanz nach der in OSPAR (1995) beschriebenen Methode.

2.2 Ausgangsdaten und Berechnungsmethode

Die Nährstoffmengen wurden in den meisten Fällen durch Multiplikation der einzelnen Produktmengen mit dem jeweiligen Nährstoffgehalt berechnet. Die Mengenangaben stammten grösstenteils vom Schweizerischen Bauernverband (agristat 2021a, 2021b und 2022). Die Werte für das letzte Erhebungsjahr sind oftmals provisorisch und müssen zum Teil im Folgejahr berichtigt werden. In einigen Fällen drängt sich auch die Korrektur der Mengenangaben für weiter zurückliegende Jahre auf. Die Nährstoffgehalte wurden vor allem der Schweizerischen Futtermitteldatenbank feedbase (Agroscope 2022; Boltshauser *et al.* 2012) entnommen.

Auch bei den in die Schweiz **importierten Futtermitteln** wurde die Nährstoffmenge für die meisten Produkte über die Menge und die entsprechenden Nährstoffgehalte berechnet. Die Menge der anorganischen Futterphosphate wurde dagegen aufgrund der Erhebungen von Swiss-Impex (EZV 2022) geschätzt.

Die Nährstoffmenge in den **Mineraldüngern** wurde von der Agricura Genossenschaft (Agricura 2022) erhoben; diejenigen in den **Recycling- und übrigen Düngern** wurde grösstenteils aufgrund von verschiedenen Quellen (z.B. Schleiss 2017) berechnet. Aufgrund von früheren Abschätzungen von Agroscope wurde davon ausgegangen, dass 3% des Mineraldüngers, rund ein Drittel des Komposts und je nach Nährstoff und Jahr 20 - 40% der restlichen Dünger in der Para-Landwirtschaft eingesetzt wurden; diese wurden deshalb hier nicht einbezogen.

Für das Grasland wurde die **biologische Stickstoff-Fixierung** berechnet, indem die Fläche der Natur- und der Kunstwiesen (umgerechnet auf einen Standard-Ertrag von 130 dt Trockensubstanz (TS) pro Hektare) mit dem Kleeanteil (in %), dem Faktor 4,15 kg N/ha sowie einem Faktor 1,4 multipliziert wurde (Braun *et al.* 1994). Für Naturwiesen wurde ein Kleeanteil von 10% und für Kunstwiesen ein solcher von 30% angenommen. Nach Boller und Nösberger (1987) werden bei TS-Erträgen von 100 - 160 dt/ha (Mittel: 130 dt/ha) pro Prozent Kleeanteil 3,70 - 4,59 kg N/ha (Mittel: 4,15 kg N/ha) fixiert und von den oberirdischen Pflanzenteilen aufgenommen. Die Multiplikation mit dem Faktor 1,4 erfolgte, weil nicht der gesamte von den Pflanzen fixierte Stickstoff mit dem Erntegut weggeführt wird. Ein Teil des fixierten Stickstoffes gelangt durch absterbende Kleeteile in den Bodenvorrat (Boller 1988). Bei den Ackerleguminosen wurde die Stickstoff-Fixierung auf 200 kg N/ha geschätzt, bei den Obst-Intensivkulturen auf 15 kg N/ha und beim Rebland auf 10 kg N/ha.

Mit Regen und Staub gelangt Stickstoff in Form von Nitrat und Ammonium auf den Boden. Gasförmig werden Ammoniak (NH₃), Stickstoffmonoxid (NO) und Stickstoffdioxid (NO₂) deponiert. Die **N-Deposition** auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche aus Quellen von ausserhalb der schweizerischen Landwirtschaft wurde mit Hilfe von Modelldaten der Firma Meteotest (Rihm 2020) geschätzt. Im Gegensatz zu früheren Studien (Braun *et al.* 1994, Spiess 1999 und 2011) wurde bei der Deposition nur noch derjenige Stickstoff berücksichtigt, der ausserhalb der schweizerischen Landwirtschaft emittiert worden ist, denn die Verflüchtigung von Ammoniak auf Bauernhöfen und landwirtschaftlichen Parzellen der Schweiz mit anschliessender Deposition auf landwirtschaftlich genutzte Flächen ist letztlich ein landwirtschaftsinterner N-Fluss; dieser stellt somit keinen eigentlichen N-Input in die Landwirtschaft dar. Dank zusätzlichen Modellrechnungen von Rihm (2020) kann dieser Fluss nun von der gesamten N-Deposition abgetrennt werden. Durch diese Änderung in der Berechnungsmethode verringerte sich der Bilanzüberschuss gegenüber früheren Berechnungen um über 10'000 t N. Auf die Höhe der landwirtschaftlichen N-Verluste in die Luft und die Gewässer, die nicht Gegenstand dieser Studie waren, hat die Neuberechnung jedoch keine Auswirkungen.

Bei Phosphor wurde für das Jahr 2000 eine Deposition von 0.3 kg P/ha angenommen. Die Werte für die anderen Jahre wurden mit Hilfe der Staubemissionen der Schweiz (TSP = total suspended particles; EMEP 2019) linear extrapoliert.

Die Nährstoffmenge in den **tierischen und pflanzlichen Produkten** wird indirekt berechnet. Die Menge in den tierischen Nahrungsmitteln (Konsummilch, Käse, Butter, Fleisch, Eier etc.) und den anderen Produkten (Tierhäute, Tiermehl, Futter für Haustiere etc.) ergab sich, indem die tierischen Futtermittel (Milch für die Aufzucht, Mager- und Buttermilch, Schotte etc.) von der gesamten Produktion an Milch, Schlachtvieh, Geflügel und Eiern abgezogen und dann die in die Para-Landwirtschaft exportierten Hofdünger hinzuaddiert wurden. Die Schlachtvieh- und Geflügelproduktion (ausgedrückt in Lebendgewicht) wurde für jede Tierkategorie über die Fleischmenge (ausgedrückt in Schlachtgewicht; agristat 2021a) und die jeweilige durchschnittliche Schlachtausbeute berechnet. Bei den pflanzlichen Nahrungsmitteln (Brotgetreide, Speisekartoffeln, Obst, Gemüse etc.) wurde die Nährstoffmenge über die Differenz zwischen der gesamten pflanzlichen Produktion einerseits und den pflanzlichen Futtermitteln (Raufutter, Futtergetreide inkl. deklassiertes Brotgetreide, Futterkartoffeln, Zuckerrübenschnitzel, Rapsextraktionschrot etc.) sowie dem im Inland produzierten Saatgut andererseits ermittelt.

2.3 Zusätzliche Berechnungen

Zur Ergänzung der Input-Output-Bilanz wurden zusätzlich auch landwirtschaftsinterne Flüsse berechnet: Die im Inland erzeugten pflanzlichen Futtermittel und die tierischen Ausscheidungen wurden nicht direkt für die Bilanz benötigt, dienen jedoch zu deren Überprüfung. Eine solche Kontrolle wird von OSPAR (1995) und in einer ähnlichen Weise auch von Eurostat (2013) für die OECD-Bilanz empfohlen. Im Weiteren wurden auch die tierischen Futtermittel (Milch für die Aufzucht, Schotte etc.), die Fütterungs- und Ernteverluste, das Stroh sowie das im Inland erzeugte Saatgut berechnet.

Die Ermittlung der Nährstoffmenge im **Grundfutter** erwies sich als schwierig, weil der durchschnittliche Wiesenertrag und die Höhe der gesamten Grundfutterproduktion unbekannt sind. Da aber die Wiesen in der Schweiz rund 70% der landwirtschaftlichen Nutzfläche ausmachen, haben sie einen grossen Einfluss auf die Höhe der im Kreislauf der Landwirtschaft umgesetzten Nährstoffmengen. Um den Fehler möglichst klein zu halten, wurde die Grundfutterproduktion deshalb über den TS-Verzehr der Raufutter verzehrenden Tiere geschätzt, indem die Anzahl Tiere der verschiedenen Tierkategorien mit dem Richtwert für den TS-Verzehr (Tab. 1) multipliziert wurde (nach Spiess 1989). Während bei optimaler Fütterung der Anteil der aus dem Grundfutter produzierten Milch etwa 90% der gesamten Milchmenge beträgt, wurde in unseren Berechnungen angenommen, dass dieser Wert in der Praxis nicht erreicht wird und dass der Anteil nur 80% beträgt. Aus diesem Grund wurde der Richtwert der GRUD (2017) für den TS-Verzehr der Milchkühe um 11% reduziert. Beim Silomais wurde bei einem Ausgangswert des Brutto-Ertrags von 155 dt TS/ha im Jahr 1990 mit einer jährlichen Zunahme von 1 dt TS/ha gerechnet. Weiter wurde angenommen, dass der Ertrag der Kunstwiesen 20% höher ist als derjenige der intensiven Naturwiesen. Für den Zwischenfutterbau, die Sömmerungsweiden und andere Grundfutterarten wie die Futterrüben oder das Rübenlaub waren wenig zuverlässige Daten vorhanden; deshalb wurden diese Kulturen ins Wiesenfutter integriert. Die **Ernteverluste** wurden auf 15% des Bruttoertrages der Wiesen und auf 2% beim Silomais geschätzt. Für die **Fütterungsverluste** wurden bei den Wiesen und beim Silomais 5% des Feldertrages (= Brutto-Ertrag minus Ernteverluste) eingesetzt. Bei den **Ernterückständen** wurde die Strohmenge über das Verhältnis von Kornertrag zu Strohertrag der Düngungsgrundlagen berechnet.

Die in den **tierischen Ausscheidungen** (Kot und Harn) enthaltene Nährstoffmenge wurde berechnet, indem die Nährstoffmenge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen Produkten von derjenigen in den inländischen pflanzlichen und den aus dem Ausland importierten Futtermitteln abgezogen wurde (Bilanz-Methode; Tab. 2). Es wurde angenommen, dass 2% des Hofdüngers in der Para-Landwirtschaft eingesetzt werden.

Tabelle 1: Werte für den TS-Verzehr der Raufutterverzehrer und den Nährstoffanfall in Kot und Harn pro Tierkategorie (nach GRUD 2017).

Tierkategorie	TS-Verzehr	Nährstoffanfall	
	dt/Jahr	kg N/Jahr	kg P/Jahr
Milchkühe ¹⁾	56	112	17
Mutterkühe	45	85	12
Mastkälber	1	18	3,1
Mutterkuhkälber	3,5	15,5	2,25
Grossviehmast bis ½ Jahr	6	23	2,2
Grossviehmast über ½ Jahr	21	49	5,7
Aufzuchttrinder bis 1 Jahr	11	25	3,3
Aufzuchttrinder 1 - 2 Jahre	22	40	5,7
Aufzuchttrinder über 2 Jahre	33	55	8,7
Zuchtstuten	29	52	13
Zuchthengste	29	44	10
Fohlen bis 4 Jahre	26	42	8
Gebrauchspferde über 4 Jahre	29	44	10
Maultiere und Esel ²⁾	17	25	5,7
Ponies ²⁾	10	16	3,5
Mutterschafe ³⁾	8	18	2,6
Milchziegen ³⁾	7,5	17	2,5
Mastschweine ⁴⁾		13	2,3
Mutterschweine ⁵⁾		44	9,2
Zuchteber ²⁾		18	4,4
Legetierküken und Junghennen		0,3	0,074
Lege- und Zuchthennen, Zuchthähne		0,80	0,20
Mastpoulets		0,36	0,06
Gänse, Enten und Truten		1,40	0,31

1) Annahme für eine mittlere Milchleistung von 7500 kg/Jahr. Je 1000 kg geringerer Leistung verringern sich die Ausscheidungen um 5% N bzw. 7% P und der Grundfutterverzehr um 1,5%; je 1000 kg höherer Leistung erhöhen sich die Ausscheidungen und der Grundfutterverzehr im gleichen Verhältnis.

2) über DGVE-Faktor berechnet

3) Muttertier inkl. Remontierung von Zuchttieren, Ausmast der übrigen Jungtiere und Anteil Bock

4) Mastschwein von 25-100 kg Lebendgewicht

5) Zuchtschwein inkl. Ferkel bis 25 kg Lebendgewicht

Tabelle 2: Berechnung des Nährstoffanfalls in Kot und Harn im Jahr 2020 (in t).

	N	P
+ Nährstoffmenge in den importierten Futtermitteln	43'799	8'348
+ Nährstoffmenge in den inländischen pflanzlichen Futtermitteln	126'103	19'946
- Nährstoffmenge in den tierischen Nahrungsmitteln und anderen tierischen Produkten	<u>- 38'705</u>	<u>- 7'509</u>
= Nährstoffmenge im ausgeschiedenen Kot und Harn	131'197	20'785

2.4 Genauigkeit der Berechnungen

Die Genauigkeit der Ergebnisse ist nicht leicht zu beurteilen, weil die verschiedenen Mengen und Nährstoffgehalte, die in die Berechnungen einfließen, mit einem schwer abzuschätzenden Fehler behaftet sind. Bei den Mineraldüngern dürfte der angenommene Wert nur um etwa 2% vom wahren Wert abweichen. Dagegen ist die Berechnung der biologischen Stickstoff-Fixierung oder der Deposition, die mengenmässig bedeutsam sind, im Vergleich mit den anderen Input- und Output-Grössen mit den grössten Unsicherheiten behaftet (ca. $\pm 10\text{-}30\%$). Der Fehler beim Endergebnis, dem Nährstoffüberschuss, dürfte jedoch geringer als $\pm 20\%$ ausfallen (Spiess 2011). Einerseits kann für einzelne Bereiche (z.B. die gesamte Tierhaltung oder die Rapsproduktion) eine Kontrollrechnung durchgeführt werden. Andererseits heben sich viele Fehler gegenseitig auf. Wird beispielsweise mit einer zu grossen Grundfutterproduktion gerechnet, fällt infolge der Bilanzrechnung auch der Hofdüngeranfall höher aus, jedoch nicht der Nährstoffüberschuss. Der höhere Nährstoffentzug durch das Grundfutter wird durch den ebenfalls höheren Nährstoffanfall in Kot und Harn kompensiert.

Die Veränderung des Nährstoffüberschusses im Laufe der Jahre kann präziser geschätzt werden als die absolute Höhe des Überschusses in einem einzelnen Jahr, weil für die gesamte Untersuchungsperiode mit der gleichen Methode gerechnet wird und sich hier systematische Abweichungen weniger stark auswirken. Wird z.B. die N-Deposition für 2020 zu hoch geschätzt, ist die Wahrscheinlichkeit gross, dass sie auch in den vorhergegangenen Jahren überschätzt worden ist. Für die Betrachtung eines relativen Reduktionsziels (z.B. -20% bis 2030) ist deshalb die Ungenauigkeit durch systematische Fehler weniger relevant. Die Varianz anderer Variablen (z.B. Nährstoffgehalt von Produkten) kann hingegen durchaus zu relevanten Unterschieden führen, lässt sich aber aufgrund fehlender Daten für die einzelnen Jahre nicht reduzieren.

3 Nährstoffbilanz und Nährstoffkreislauf im Jahr 2020

3.1 Stickstoff

In der schweizerischen Landwirtschaft werden grosse N-Mengen umgesetzt. Im Jahr 2020 gelangten rund 135'000 t N in den Kreislauf (Tab. 3). Die importierten Futtermittel wiesen mit 32% und die Mineraldünger mit 31% die höchsten Anteile am gesamten Input auf. Der Anteil der Stickstoff-Fixierung der Leguminosen lag bei 25% und derjenige der Deposition bei 9%, während die Recycling- und die übrigen Dünger sowie das importierte Saatgut zusammen nur 2% ausmachten. Über den Output verliessen 51'000 t N wieder die Landwirtschaft, was etwas mehr als einem Drittel des Inputs entsprach. Die N-Menge in den tierischen Nahrungsmitteln und den anderen tierischen Produkten war vier Mal so gross wie diejenige in den pflanzlichen Nahrungsmitteln. Der N-Überschuss betrug fast 84'000 t. Bezogen auf die landwirtschaftliche Nutzfläche von 1'044'034 ha im Jahr 2020 machte dies 80 kg N/ha aus. Es muss angenommen werden, dass diese Menge der Landwirtschaft grösstenteils über die Ammoniakverflüchtigung, die Denitrifikation und die Nitratauswaschung verloren ging, weil eine starke Anreicherung von Stickstoff im Boden ausgeschlossen werden kann.

Tabelle 3: Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft im Jahr 2020 (in t und in % des gesamten Inputs).

	Stickstoff		Phosphor	
	t N	%	t P	%
Input	135'180	100	13'651	100
Importierte Futtermittel	43'799	32	8'348	61
Mineraldünger	41'685	31	4'032	30
Recycling- und übrige Dünger	2'753	2	864	6
Importiertes Saatgut	337	0	55	0
Stickstoff-Fixierung der Leguminosen	34'192	25		
Deposition über die Luft	12'413	9	352	3
Output	51'478	38	9'448	69
Tierische Nahrungsmittel und andere tierische Produkte	41'329	31	7'925	58
Pflanzliche Nahrungsmittel	10'149	8	1'523	11
Überschuss	83'702	62	4'203	31

Der Stickstoffkreislauf für die schweizerische Landwirtschaft zeigt die landwirtschaftsinternen Stoffflüsse sowie zusätzlich die verschiedenen Input- und Output-Grössen. Aus Abbildung 3 ist ersichtlich, dass die N-Mengen in den pflanzlichen Futtermitteln und in den tierischen Ausscheidungen 2020 in der gleichen Grössenordnung lagen. Über die importierten Futtermittel gelangte mehr Stickstoff in den Kreislauf der Landwirtschaft, als über die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte exportiert wurde. Von der gesamten Milch- und Fleischproduktion gingen über 80% des Stickstoffs in die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte (z.B. Tiermehl). Der Rest war in den tierischen Futtermitteln (Milch für die Aufzucht, Schotte etc.) enthalten. Im Pflanzenbau überstiegen die Düngung (tierische Ausscheidungen, Mineral-, Recycling- und übrige Dünger), die Deposition und die Stickstoff-Fixierung zusammen den Entzug durch die pflanzlichen Futter- und Nahrungsmittel um fast zwei Drittel. Die N-Menge in den pflanzlichen Nahrungsmitteln war relativ gering. Der grösste Teil des Stickstoffs stammte hier vom Brotgetreide. Bei diesem gelangten im langjährigen Durchschnitt um die 70% des Stickstoffs mit den Körnern in die menschliche Ernährung. Der andere Teil wurde verfüttert (deklassiertes Brotgetreide und Müllereiabfälle wie Kleie) oder als Saatgut verwendet. Vom Stickstoff in den Kartoffeln gelangte im Mittel ein Viertel in die Fütterung oder ins Pflanzgut. Beim Raps verliessen nur geringe N-Mengen die Landwirtschaft, weil Öl praktisch kein Protein und damit keinen Stickstoff enthält. Der Stickstoff in den Rapskörnern kommt fast vollständig über das Extraktionsschrot in die Landwirtschaft zurück.

N-Mengen, die gesamthaft in der gleichen Grössenordnung lagen wie diejenigen der biologischen Stickstoff-Fixierung, zirkulierten innerhalb der Landwirtschaft via Ernte- und Fütterungsverluste, Stroh sowie inländisches Saatgut. Von den 32'000 t N, die in diesen Produkten enthalten waren, gelangte der grösste Teil in organischer Form in den Boden. Die tierischen Futtermittel waren mit rund 7'000 t N eher unbedeutend.

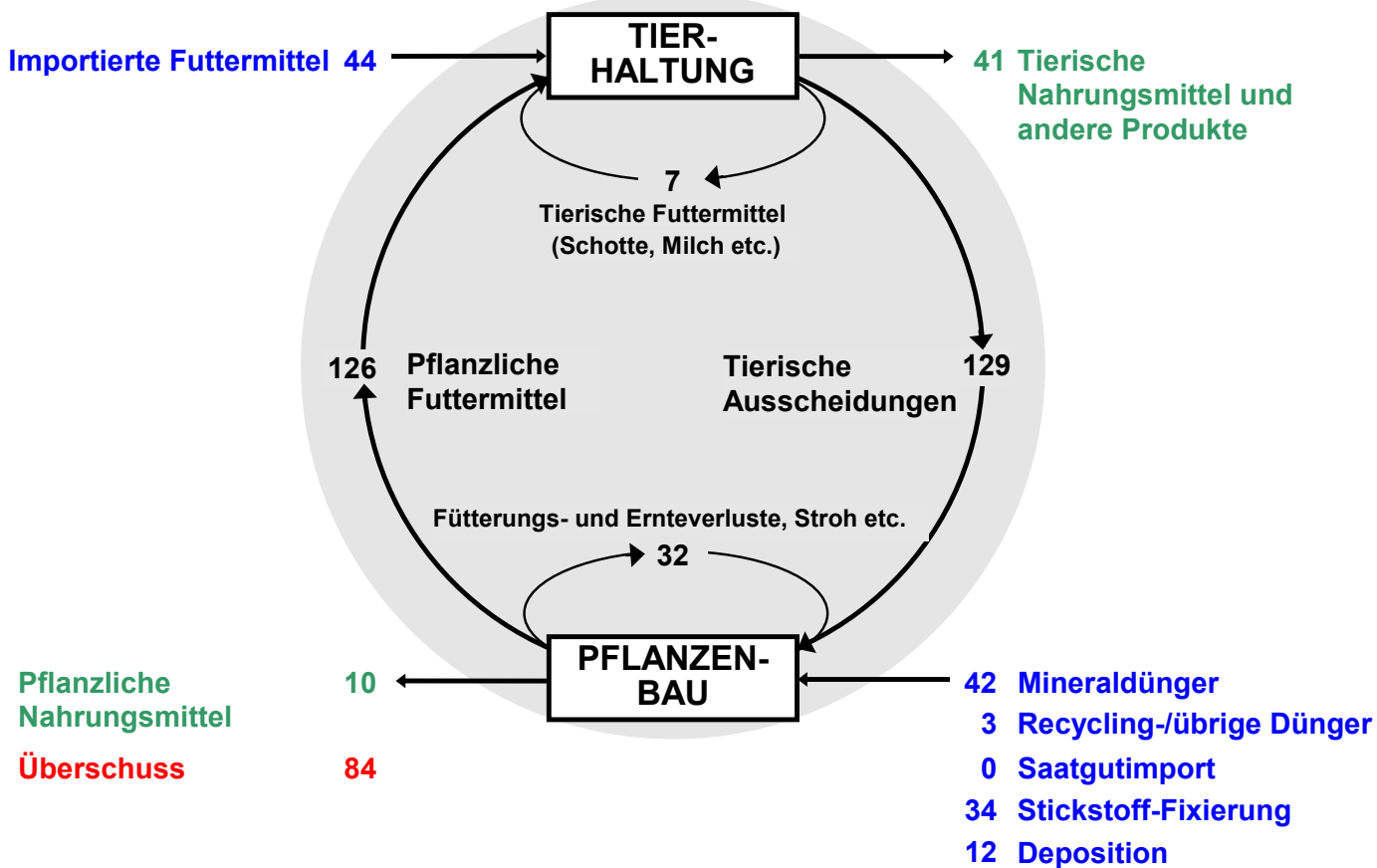


Abbildung 3: Stickstoffkreislauf der schweizerischen Landwirtschaft im Jahr 2020 (in 1000 t N; in schwarz) ergänzt mit den verschiedenen Input- (in blau) und Output-Größen (in grün) sowie dem Überschuss (in rot).

3.2 Phosphor

Der gesamthafte P-Input in die Landwirtschaft betrug 2020 gegen 14'000 t P (Tab. 3). Wie beim Stickstoff wiesen die importierten Futtermittel mit 61% den grössten Anteil am gesamten Input auf. 30% des P-Inputs gelangten über die Mineraldünger und 6% über die Recycling- und die übrigen Dünger in den landwirtschaftlichen Kreislauf. Die über die Deposition auf der landwirtschaftlich genutzten Fläche abgelagerte Menge ist im Vergleich zum Stickstoff sehr gering. Der Output entsprach mit rund 9'300 t P fast zwei Dritteln des Inputs. Der Überschuss von rund 4'200 t wurde beim Phosphor zum grössten Teil im Boden angereichert. Der Rest gelangte vor allem über die Erosion und die Abschwemmung in die Gewässer. Mit 4 kg P/ha LN war der Überschuss immer noch hoch, lag nun aber weit unter dem P-Bedarf vieler landwirtschaftlichen Kulturen.

Der Phosphorkreislauf (Abb. 4) weist eine Ähnlichkeit mit dem Stickstoffkreislauf auf, denn in den pflanzlichen Futtermitteln und in den tierischen Ausscheidungen zirkulierte eine grosse Nährstoffmenge, die in beiden Flüssen praktisch gleich hoch ausfiel (rund 20'000 t P). Über die importierten Futtermittel gelangte leicht mehr Phosphor in den Kreislauf, als über die tierischen Nahrungsmittel und die anderen tierischen Produkte weggeführt wurde. Während bei der produzierten Milch rund 60% des Phosphors die Landwirtschaft über die Nahrungsmittel verliessen, betrug dieser Anteil in der Fleischproduktion sogar 100%, weil sämtliche Nebenprodukte wie Tiermehl, die früher in die Fütterung gelangten, heute aus der Landwirtschaft exportiert werden. Im Pflanzenbau überstieg die P-Zufuhr über alle Düngemittel den Nährstoffentzug über die Futter- und Nahrungsmittel um rund ein Fünftel. Im Gegensatz zum Stickstoff fällt beim Phosphor der Überschuss im Verhältnis zu den innerlandwirtschaftlichen Nährstoffflüssen geringer aus.

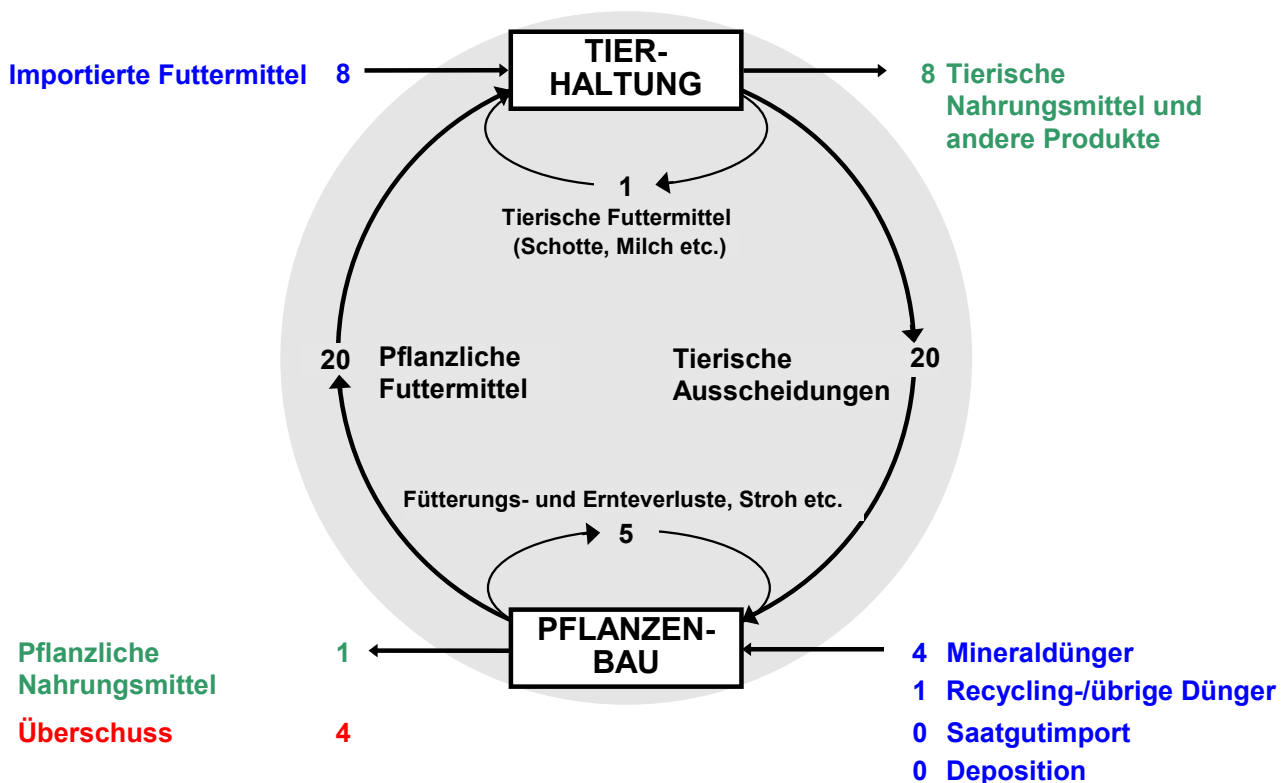


Abbildung 4: Phosphorkreislauf der schweizerischen Landwirtschaft im Jahr 2020 (in 1000 t P; in schwarz) ergänzt mit den verschiedenen Input- (in blau) und Output-Größen (in grün) sowie dem Überschuss (in rot).

4 Entwicklung der Nährstoffbilanz zwischen 1975 und 2020

4.1 Stickstoff

Input:

Die **importierten Futtermittel** als zur Zeit wichtigste Input-Grösse erfuhren ab 1976 eine starke Abnahme und waren Mitte der 1990er Jahre noch halb so hoch wie 20 Jahre zuvor (Abb. 5). Einerseits nahm der gesamte Futterbedarf infolge der sinkenden Tierzahlen und der niedrigeren N-Gehalten im Schweinefutter ab. Letztere wiederum waren eine Folge der Reduktion des Bedarfs in den offiziellen Fütterungsempfehlungen. Andererseits wurde ausländisches Futtergetreide vermehrt durch inländische Produkte ersetzt. Ab Ende der 1990er Jahre nahmen jedoch die Importe von Futtermitteln, insbesondere von Sojaextraktionsschrot, wiederum so stark zu, dass sie in den 2010er Jahren sogar leicht höher waren als zu Beginn der Untersuchungsperiode. Es wurden mehr Legehennen und Mastpoulets gehalten und der Kraftfutterbedarf der Milchkühe nahm infolge der bis 2010 stark steigenden Milchleistungen zu. Letztere Entwicklung war in den 2000er Jahren im Zusammenhang mit der Aufhebung der Milchkontingentierung und der damit verbundenen Intensivierung der Milchproduktion besonders ausgeprägt (Giuliani, 2022). Den Nutztieren stand jedoch immer weniger im Inland produziertes Kraftfutter zur Verfügung, denn der Anbau von Futtergetreide wurde aus wirtschaftlichen Gründen stark reduziert. Zudem wurde in der BSE-Krise die Verfütterung von Tiermehl ab 1990 immer stärker eingeschränkt und im Jahr 2001 vollständig verboten (Bracher, 2019). Seit 2011 dürfen Schweine auch nicht mehr mit Fleischsuppe gefüttert werden, so dass der Einsatz von tierischen Nebenprodukten in der Fütterung nun vollständig unterbunden ist. Die 2010er Jahre waren von einer leicht rückläufigen Milchproduktion geprägt (agristat, 2021a). Während die Anzahl Milchkühe weiter abnahm, verharrte die Milchleistung auf gleichem Niveau (Obrist, 2020). Die Geflügelproduktion nahm weiterhin zu, dagegen wurde gegen 2020 bei der Schweineproduktion ein Rückgang beobachtet (agristat, 2021a). Im Weiteren stieg die inländische Kraftfutterproduktion wieder leicht an, weshalb weniger Kraftfutter aus dem Ausland importiert wurde. Der starke Rückgang der Futtermittelimporte nach 2018 kann aber nur zu einem kleinen Teil auf letztere Entwicklung zurückgeführt werden. Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt eine Abnahme der importierten Futtermittel zwischen 2018 und 2020, die vermutlich grösstenteils auf den Rückgang der Milchproduktion zurückzuführen ist.

Der **Mineraldüngereinsatz** verdoppelte sich zwischen 1975 und 1988 von 36'000 auf 69'000 t N und nahm bis 1997 wieder um 20'000 t N ab, wobei der Rückgang vor allem nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen im Jahr 1993 sehr hoch war. Nach einer Periode auf einem Niveau von rund 50'000 t N begann der Mineraldüngerverbrauch ab 2010 wieder zu sinken. Die Abnahme betrug bis 2020 um die 7'000 t und hatte diverse Ursachen. Die landwirtschaftliche Nutzfläche nahm während dieser Zeit um weitere 7'000 ha ab. Im Futterbau wurden über 40'000 ha intensiv und mittelintensiv genutztes Grasland in extensive Wiesen und Weiden umgewandelt. Dies führte auch bei der düngbaren Fläche zu einem starken Rückgang. Der Biolandbau erfuhr eine starke Ausdehnung, wobei die biologisch bewirtschaftete Nutzfläche um 60% vergrössert und die offene Ackerfläche auf fast das Dreifache ausgedehnt wurde. Ob auch die emissionsarme Ausbringung der Hofdünger zu einem geringeren Mineraldüngerverbrauch geführt hat, kann mit den vorliegenden Daten nicht beurteilt werden. Nach Erhebungen von Kupper *et al.* (2022) nahm der Anteil der Gülle, der mit emissionsarmen Verfahren (Schleppschlauch, Schleppschuh, Gülledrill) ausgebracht wurde, zwischen 2010 und 2015 von 26% auf 38% zu und stieg seither nicht mehr an. Dagegen zeigt die Statistik der Ressourceneffizienzbeiträge (BLW, 2022), dass sich die Beitragsfläche mit emissionsmindernden Ausbringungsverfahren zwischen 2015 und 2020 mehr als verdoppelt hat. Auffallend beim Mineraldüngerverbrauch ist der seit etwa 10 Jahren sinkende Trend. Allerdings wird dieser von Jahresschwankungen überlagert war, die bedeutend stärker ausfielen als in früheren Jahrzehnten. Dies dürfte darauf zurückzuführen sein, dass in den letzten Jahren teilweise grosse Preissprünge aufgetreten sind und dass die Landwirtschaftsbetriebe sensibler auf Preisschwankungen reagieren. Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt, dass der Mineraldüngerverbrauch insbesondere in den Jahren 2019 und 2020 weit unter dem Durchschnitt des letzten Jahrzehnts lag.

Der Einsatz der **Recycling- und der übrigen Dünger** stieg bis Ende der 1990er Jahre an und nahm anschliessend infolge des Ausbringungsverbots von Klärschlamm ab. Ab 2008 blieb er auf einem geringen Niveau. Die N-Mengen im **importierten Saatgut** (nicht abgebildet) waren immer sehr gering.

Die **biologische Stickstoff-Fixierung** ist bedeutend für die Landwirtschaft; sie nahm aber über die letzten 45 Jahren wegen der Extensivierung im Futterbau gesamthaft um über 7'000 t N ab. Nach einer längeren Periode mit konstanten Werten ab 2000 ist sie seit einigen Jahren wieder rückläufig, weil der Raufutterbedarf infolge der sinkenden Bestände der Raufutterverzehrer abnimmt.

Die **Deposition** von Stickstoff aus Quellen von ausserhalb der schweizerischen Landwirtschaft erreichte 1980 mit 22'000 t N ihren höchsten Wert. Seitdem geht sie hauptsächlich zurück, weil die Stickoxidemissionen von Verkehr und Industrie abnehmen (FOEN 2019). Die konstanten Werte der letzten sechs Jahre sind darauf zurückzuführen, dass dieser N-Eintrag nur alle fünf Jahre von der Firma Meteotest mit Hilfe einer Modellierung für das Bundesamt für Umwelt (BAFU) abgeschätzt wird und der Wert für das Jahr 2020 noch nicht vorliegt.

Der **gesamte N-Input** in die Landwirtschaft stieg bis 1980 an, nahm danach bis Mitte der 1990er Jahre ab und war bis vor wenigen Jahren relativ konstant (Abb. 6). Die Entwicklung seit 2014/16 ist geprägt von einem Rückgang, der auf Abnahmen bei den importierten Futtermitteln, den Mineraldüngern sowie in einem kleineren Ausmass auch bei der biologischen Stickstoff-Fixierung zurückgeführt werden kann.

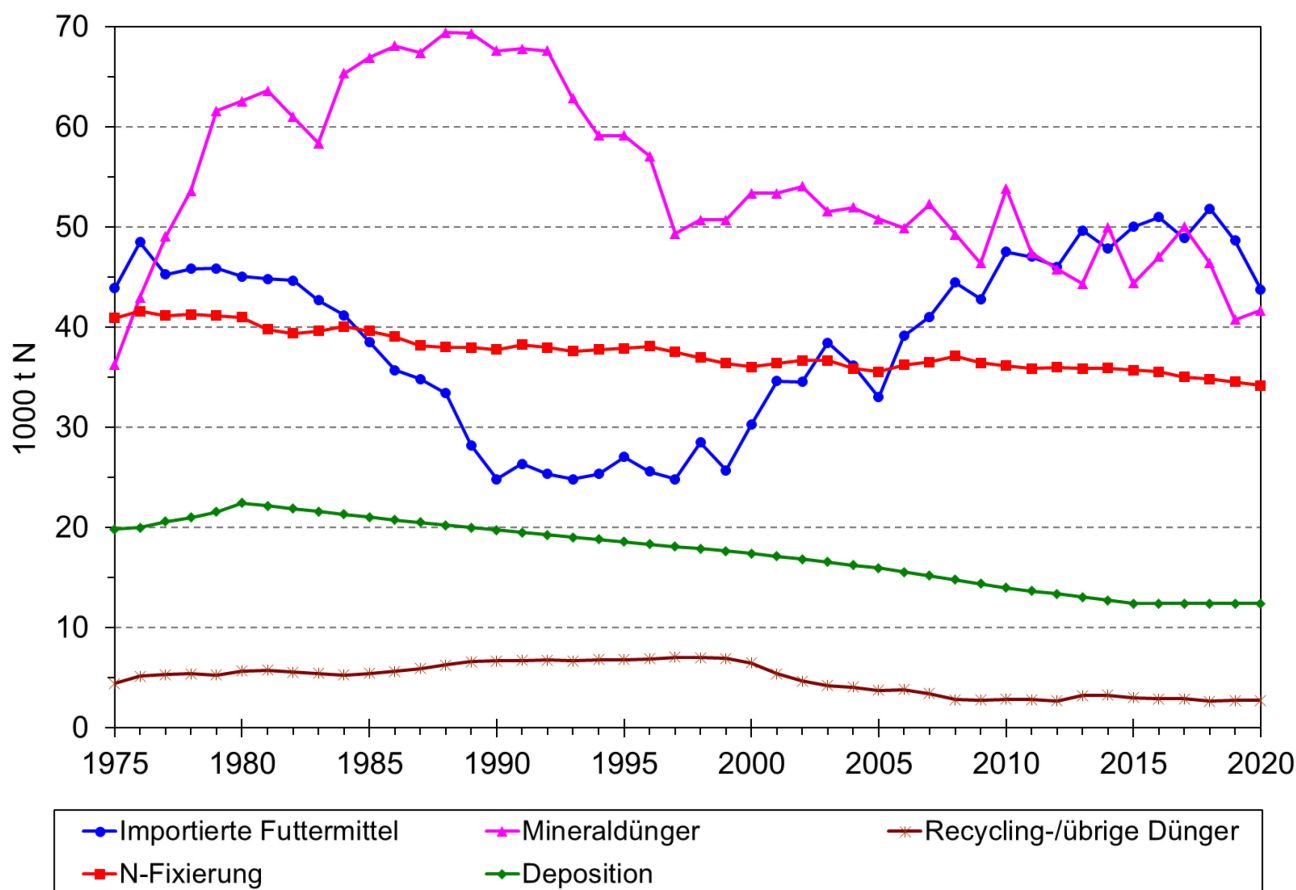


Abbildung 5: Stickstoffmengen in den einzelnen Input-Grössen zwischen 1975 und 2020.

Output:

Beim Output fällt auf, dass die N-Menge in den **tierischen Nahrungsmitteln und den anderen Produkten** zwischen 1975 und 1995 ziemlich konstant war und anschliessend kontinuierlich anstieg (Abb. 6). Zu dieser Zunahme trug wahrscheinlich die BSE-Krise am meisten bei, weil infolge des Fütterungsverbots nun beinahe sämtliche Schlachtabfälle aus der Landwirtschaft exportiert werden. Die verkauften Milchprodukte stiegen während vieler Jahrzehnte an, wobei der Anstieg anfangs der 2000er Jahre am höchsten war. Seit etwa 2015 gehen sie nun wieder leicht zurück. In der Fleischproduktion war beim Geflügel eine beträchtliche Zunahme zu verzeichnen, die im letzten Jahrzehnt besonders ausgeprägt war. Dagegen ging die Produktion von Rind- und Schweinefleisch tendenziell leicht zurück. Die Eierproduktion nimmt seit über zwei Jahrzehnten kontinuierlich zu. Der N-Export über die **pflanzlichen Produkte** schwankte stark von Jahr zu Jahr, nahm aber über die gesamte Untersuchungsperiode vor allem infolge der steigenden Weizenfläche und der ertragreicheren Sorten zu. Der **gesamte N-Output** hat seit 2014/16 infolge der höheren pflanzlichen Produktion leicht zugenommen.

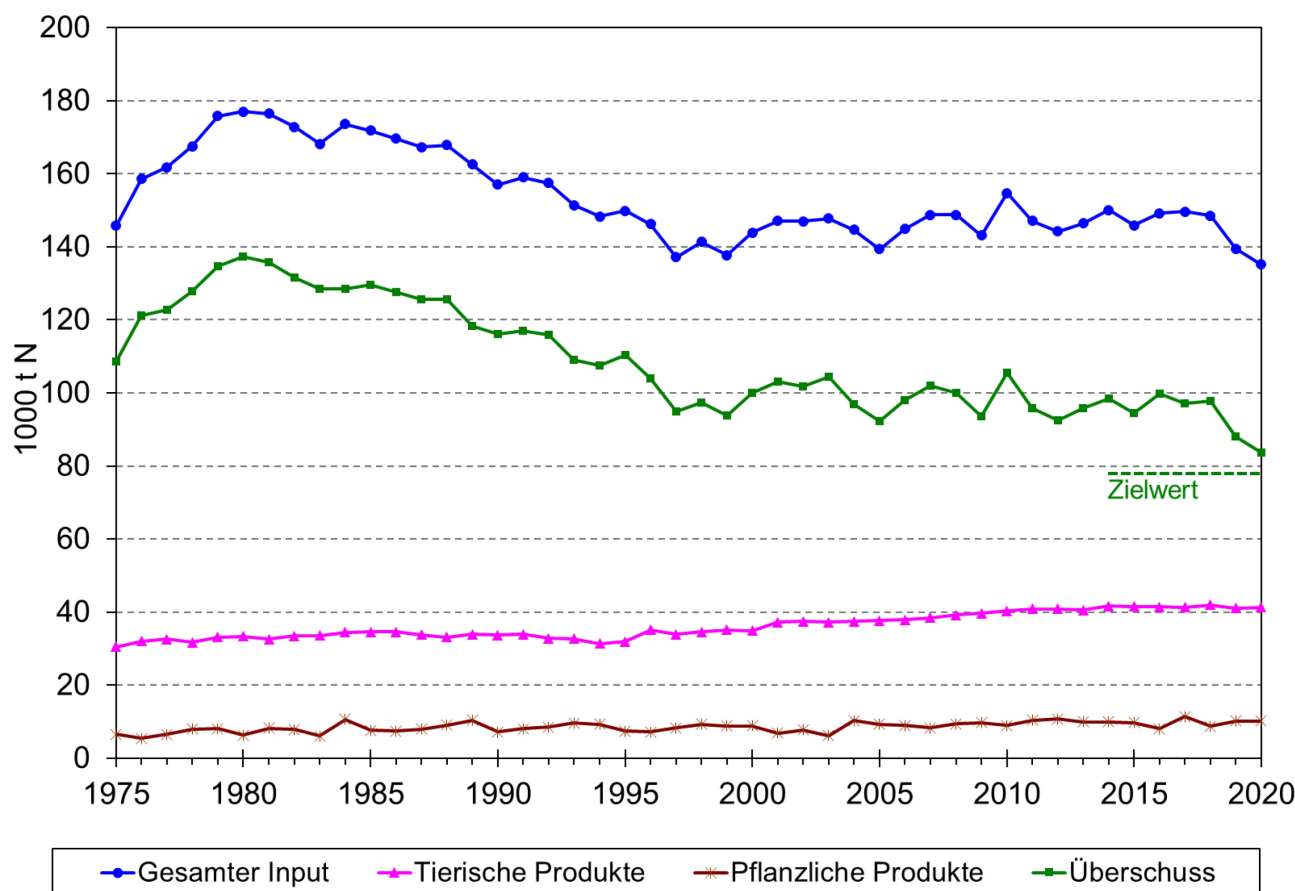


Abbildung 6: Stickstoffmengen im gesamten Input, in den einzelnen Output-Grössen (tierische Nahrungsmittel und andere Produkte sowie pflanzliche Nahrungsmittel) und im Überschuss zwischen 1975 und 2020 sowie Zielwert einer Reduktion von 20% gegenüber der Referenzperiode 2014/16.

Bilanzsaldo:

Der N-Überschuss stieg in den ersten fünf Jahren der untersuchten Periode stark an, erreichte 1980 mit rund 137'000 t N seinen Höhepunkt und nahm anschliessend bis Ende der 1990er Jahre kontinuierlich ab (Abb. 6). Jahrelang verharrte er dann auf einem Niveau von um die 100'000 t N und nahm anschliessend wiederum leicht ab.

Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt, dass zwischen 2018 und 2020 ein starker Rückgang zu verzeichnen war, der mit rund 14'000 t N sogar noch ausgeprägter war als die Abnahmen zwischen 2003 und 2005 (minus 12'000 t N) sowie zwischen 2010 und 2012 (minus 13'000 t N). Die Abnahmen in diesen Vergleichsperioden waren jedoch mit Zunahmen in den Folgejahren verbunden. Dies zeigt, dass der N-Überschuss sehr starken Jahresschwankungen unterworfen ist. Deshalb kann erst in einigen Jahren abschliessend beurteilt werden, ob der grössere Rückgang seit 2018 von Dauer ist. Die beiden Extremereignisse der letzten Zeit, die Corona-Pandemie und der Krieg in der Ukraine,

dürften durch die dadurch verursachten Kostensteigerungen (Erdin, 2022) auch die Nährstoffbilanzen der schweizerischen Landwirtschaft beeinflussen.

Der Rückgang in den 1980er und 1990er Jahren hatte vor allem zwei Ursachen: Einerseits ging der Mineraldüngereinsatz in diesen Jahren um über 10'000 t N zurück, andererseits nahmen die importierten Futtermittel um 20'000 t N ab. Die letzten zwei Jahrzehnte waren von einem starken Anstieg der Futtermittelimporte geprägt, der einerseits durch Rückgänge bei der Deposition, den Recyclingdüngern sowie der biologischen Stickstoff-Fixierung und andererseits durch höhere Exporte von Nahrungsmitteln und anderen Produkten (insbesondere Tiermehl) kompensiert wurden. Der Mineraldüngereinsatz blieb dagegen in dieser Periode lange recht konstant. Seit zwei Jahren kann ein Rückgang sowohl bei den Mineraldüngern als auch bei den importierten Futtermitteln beobachtet werden.

4.2 Phosphor

Input:

Die **importierten Futtermittel** nahmen bis Mitte der 1990er Jahre um über 4000 t P ab und stiegen dann bis in die 2010er Jahre fast wieder so stark an (Abb. 7). Seit 2000 sind die importierten Futtermittel die bedeutendste Input-Grösse in der P-Bilanz. In den 2010er Jahren waren die in ihnen enthaltenen P-Mengen etwa doppelt so hoch wie diejenigen im Mineraldünger. Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt wie bei Stickstoff eine Abnahme der importierten Futtermittel zwischen 2018 und 2020, deren Hauptursache der Rückgang der Milchproduktion und des damit verbundenen Futterbedarfs der Milchkühe sein dürfte.

Der **Mineraldüngerverbrauch** ging zwischen 1980 und 2000 sehr stark zurück, wobei die Abnahme in den 1990er Jahren mit rund 11'000 t P äusserst hoch ausfiel. Die Einführung der ökologischen Direktzahlungen im Jahr 1993 hatte diese Entwicklung stark gefördert. Seit 2000 nimmt der Mineraldüngerverbrauch noch weiter ab, aber nur noch wenig. Der Rückgang zwischen 2010 und 2020 betrug einige hundert Tonnen. Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt im Gegensatz zum Stickstoff konstante Werte. In den 2000er Jahren waren die Jahresschwankungen beim Phosphor viel stärker ausgeprägt als beim Stickstoff. In den 2010er Jahren war es dagegen gerade umgekehrt: Während der Einsatz beim Phosphor wenig von Jahr zu Jahr variierte, traten beim Stickstoff infolge diverser Preissprünge starke Schwankungen auf (agristat, 2021b).

Der Einsatz der **Recycling- und der übrigen Dünger** erreichte Mitte der 1990er Jahre den Höhepunkt und war anschliessend infolge des Ausbringungsverbots von Klärschlamm sehr stark rückläufig. In den 2010er Jahren nahm er geringfügig ab. Im Vergleich zu Stickstoff liegen bei Phosphor die Werte für die **Deposition** auf die landwirtschaftlich genutzte Fläche auf einem tiefen Niveau.

Der **gesamte P-Input** in die Landwirtschaft stieg bis 1980 und ging danach bis zum Jahr 2000 zurück (Abb. 8). Die Entwicklung seit 2014/16 zeigt einen Rückgang, der fast ausschliesslich auf die importierten Futtermittel zurückzuführen ist.

Output:

Beim Output lässt sich wie für Stickstoff feststellen, dass die Menge in den **tierischen Nahrungsmitteln und den anderen tierischen Produkten** zwischen 1975 und 1995 recht konstant war (Abb. 8). Danach nahm sie rasch sehr stark zu, weil Tiermehl nicht mehr verfüttert werden konnte, sondern exportiert werden musste. Der P-Export über die **pflanzlichen Produkte** variierte relativ stark von Jahr zu Jahr und verdoppelte sich in der gesamten Periode. Der **gesamte Output** veränderte sich nach den Jahren 2014/16 nicht mehr.

Bilanzsaldo:

Der **Überschuss** stieg bis 1980 auf 29'000 t P an, nahm dann bis 2005 stark ab und liegt seither im Bereich von 5'000 t P mit leicht sinkender Tendenz. Die Reduktion des Überschusses war besonders in den ersten Jahren nach der Einführung der ökologischen Direktzahlungen (1993-96) sehr hoch. Die Entwicklung seit 2014/16 ist geprägt von einem kleinen Rückgang, der zum grössten Teil auf die Abnahme bei den importierten Futtermitteln zurückgeführt werden kann.

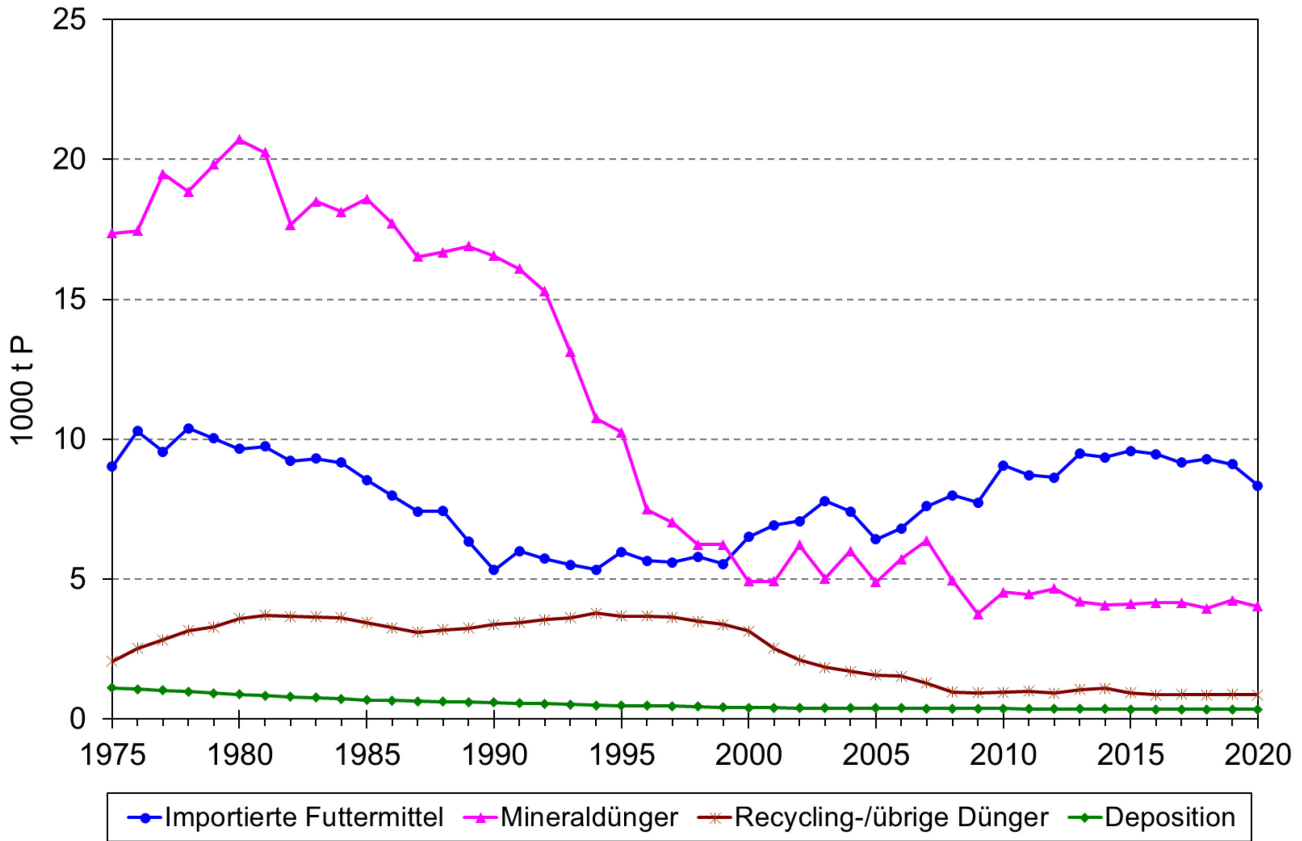


Abbildung 7: Phosphormengen in den einzelnen Input-Grössen zwischen 1975 und 2020.

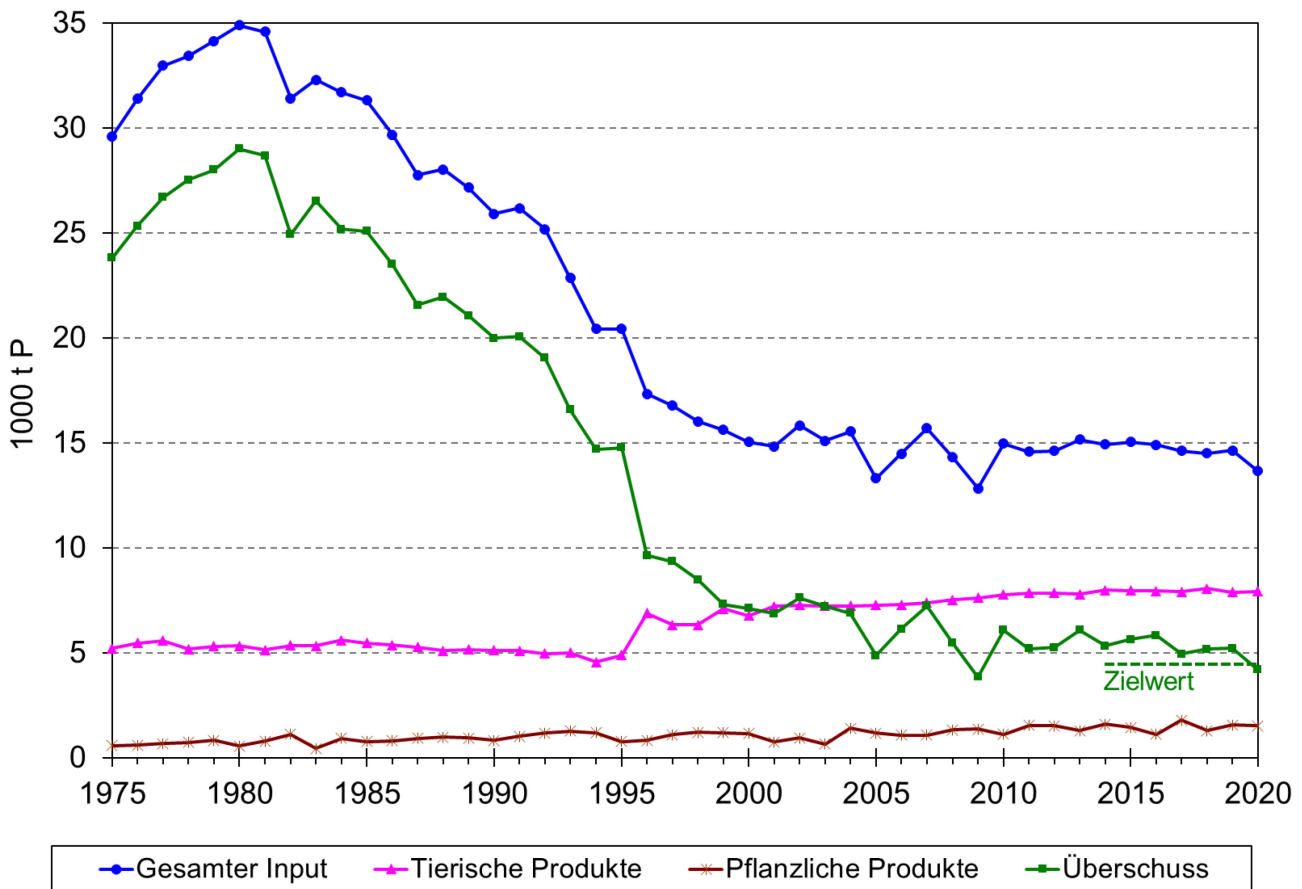


Abbildung 8: Phosphormengen im gesamten Input, in den einzelnen Output-Grössen (tierische Nahrungsmittel und andere Produkte sowie pflanzliche Nahrungsmittel) und im Überschuss zwischen 1975 und 2020 sowie Zielwert einer Reduktion von 20% gegenüber der Referenzperiode 2014/16.

4.3 Vergleich der OSPAR-Methode mit der OECD-Methode

Für den Zeitraum von 1990 bis 2020 wurden die N- und die P-Bilanz nicht nur mit der OSPAR-Methode berechnet, sondern auch mit der OECD-Methode (BFS, 2022). Letztere Methode unterscheidet sich von der OSPAR-Methode dadurch, dass nicht die gesamte Landwirtschaft (Typ "Hoftorbilanz"), sondern der Pflanzenbau ("Typ Bodenbilanz") bilanziert wird. Trotz unterschiedlicher Bilanzierungsebene sollten jedoch beide Berechnungstypen zum gleichen Ergebnis führen.

Der Vergleich der beiden Bilanzierungsmethoden zeigt im Allgemeinen für beide Nährstoffe eine gute Übereinstimmung der berechneten Überschüsse (Abb. 9 und 10). Die Werte der OECD-Methode weisen höhere Jahresschwankungen auf als die mit der OSPAR-Methode berechneten Werte, was hauptsächlich auf Unterschiede in der Berechnung der produzierten Raufuttermenge zurückzuführen ist. Diese wird vom Bundesamt für Statistik (BFS) über die Flächen und die Erträge geschätzt, von Agroscope dagegen über die Tierzahlen und den Trockensubstanzverzehr pro Tierkategorie. Der vom BFS gewählte Ansatz widerspiegelt damit die witterungsbedingten Jahresschwankungen, er enthält aber keine eigentliche Kontrolle, ob die im Inland produzierte und die importierte Raufuttermenge im Mittel mehrerer Jahre den Bedarf der Tiere exakt abdeckt oder ihn unter- oder überschreitet.

Beim Stickstoffüberschuss liegen die Werte der OECD-Bilanzierung des BFS im Jahr 1990 höher als der OSPAR-Bilanzierung von Agroscope, sie sinken aber bis in die 2000er Jahre hinein viel stärker und erreichen dann das gleiche Niveau wie die Werte der OSPAR-Bilanz. Die Diskrepanz zu Beginn der Beobachtungsperiode ist grösstenteils auf Unterschiede bei der Schätzung der Raufutterproduktion zurückzuführen. Beim Phosphor kann eine ähnliche, aber weniger stark ausgeprägte Entwicklung beobachtet werden. Hier fällt im Weiteren auf, dass die Werte der OECD-Bilanz in den 2010er Jahren einen Anstieg verzeichnen, während die Werte der OSPAR-Bilanz konstant bis leicht sinkend sind. Dies deutet darauf hin, dass bei den Recyclingdüngern die in Biogasanlagen eingesetzten Co-Substrate von Agroscope ungenügend berücksichtigt werden.

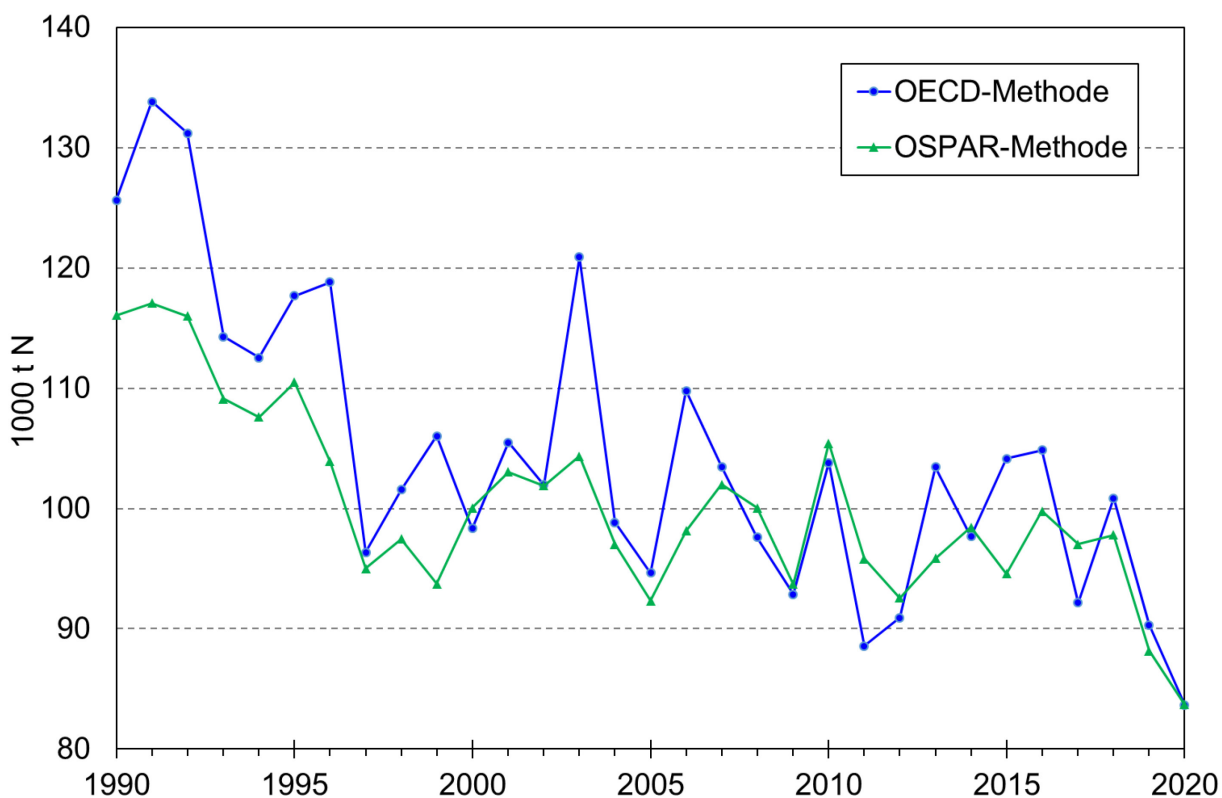


Abbildung 9: Vergleich der mit der OSPAR- und der OECD-Methode berechneten Stickstoffüberschüsse zwischen 1990 und 2020.

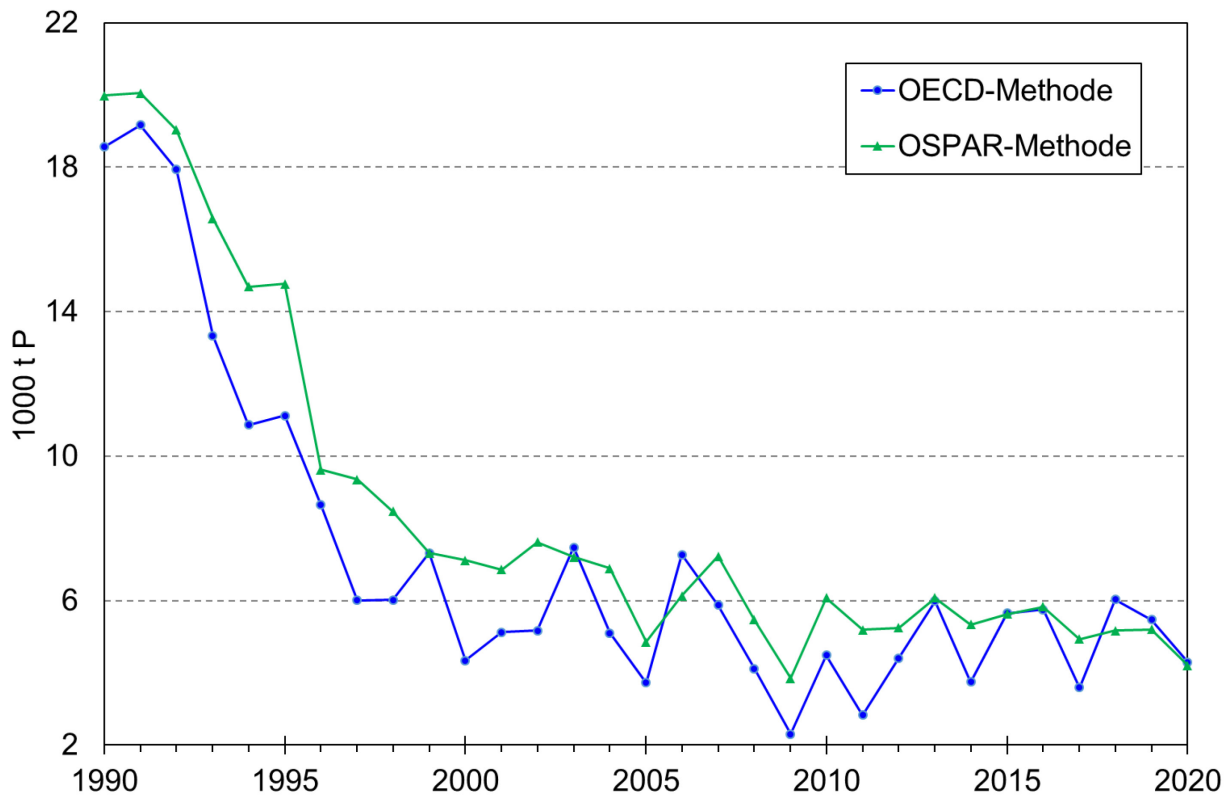


Abbildung 10: Vergleich der mit der OSPAR- und der OECD-Methode berechneten Phosphorüberschüsse zwischen 1990 und 2020.

5 Literaturverzeichnis

- Agricura, 2022. Agricura Plattform - Tätigkeitsbericht. Bern, diverse Jahrgänge.
- agristat, 2021a. Statistische Erhebungen und Schätzungen über Landwirtschaft und Ernährung. Schweizer Bauernverband, Brugg, diverse Jahrgänge. www.agristat.ch [09.11.2022]
- agristat, 2021b. AGRISTAT – statistisches Monatsheft. Schweizer Bauernverband, Brugg, diverse Jahrgänge. www.agristat.ch [09.11.2022]
- agristat, 2022. Schriftliche Mitteilungen von S. Giuliani, Schweizer Bauernverband, Brugg.
- Agroscope, 2022. Schweizerische Futtermitteldatenbank feedbase. www.feedbase.ch [08.11.2022]
- BAFU, 2019. Zustand und Entwicklung Grundwasser Schweiz. Ergebnisse der Nationalen Grundwasserbeobachtung NAQUA, Stand 2016. Bundesamt für Umwelt (BAFU), Bern. Umwelt-Zustand Nr. 1901, 138 pp. www.bafu.admin.ch/bafu/de/home/themen/wasser/publikationen-studien/publikationen-wasser/ergebnisse-grundwasserbeobachtung-schweiz-naqua.html [12.11.2022]
- BFS, 2022. Umweltindikator Stickstoffbilanz. <https://www.bfs.admin.ch/bfs/de/home/statistiken/raum-umwelt/umweltindikatoren/alle-indikatoren/emissionen-und-abfaelle/stickstoffbilanz.html> [04.11.2022]
- BLW, 2021. Agrarbericht 2021: Ressourceneffizienz-Beiträge 2014-2020. Bundesamt für Landwirtschaft (BLW). <https://agrarbericht.ch/de/service/dokumentation/download-center> [11.11.2022]
- Boller B.C. and Nösberger J., 1987. Symbiotically fixed nitrogen from field-grown white and red clover mixed with ryegrasses at low levels of ¹⁵N-fertilisation. *Plant Soil* 104, 219-226.
- Boller B.C., 1988. Biologische Stickstoff-Fixierung von Weiss- und Rotklee unter Feldbedingungen. *Landwirtschaft Schweiz* 1, 251-253.
- Boltshauser M., Bracher A., Böhlen M., Cafagna F. und Taliun A., 2012. Die Schweizerische Futtermitteldatenbank www.feedbase.ch. *Agrarforschung Schweiz* 3, 112-114.
- Bracher A., 2019. Körnerleguminosen als alternative Proteinquellen zu importierten Eiweissträgern. *Agrarforschung Schweiz* 10, 180-189.
- Braun M., Humi P. und Spiess E., 1994. Phosphor- und Stickstoffüberschüsse in der Landwirtschaft und Para-Landwirtschaft. Schriftenreihe der FAC Liebefeld Nr. 18, 70 pp.
- EKL, 2007. Feinstaub in der Schweiz. Status-Bericht der Eidg. Kommission für Lufthygiene (EKL), Bern. 141 pp.
- EMEP, 2019. The Emissions Database. European Monitoring and Evaluation Programme (EMEP). www.ceip.at/webdab-emission-database [12.11.2022].
- Erdin D., 2022. Der Ukraine-Krieg und die Landwirtschaft. *AGRISTAT aktuell* 22-04, 6-11. www.agristat.ch [09.11.2022]
- Eurostat, 2013. Nutrient Budgets – Methodology and Handbook. Version 1.02. Eurostat and OECD, Luxembourg. https://ec.europa.eu/eurostat/documents/2393397/2518760/Nutrient_Budgets_Handbook_%28CPSA_AE_109_%29_corrected3.pdf/4a3647de-da73-4d23-b94b-e2b23844dc31 [12.11.2022]
- EZV, 2022. Swiss-Impex. Eidgenössische Zollverwaltung (EZV), Bern. www.gate.ezv.admin.ch/swissimpex/ [08.11.2022]
- FOEN, 2019. Switzerland's Informative Inventory Report 2019 (IIR). Submission under the UNECE Convention on Long-range Transboundary Air Pollution. Federal Office for the Environment (FOEN), Berne. 360 pp.
- Gisiger L, 1957. Versuch einer bilanzmässigen Betrachtung der schweizerischen Düngewirtschaft. *Mitt. Schweiz Landw.* 5, 138-145.
- Giuliani S., 2022. Dünger: Preis- und Importentwicklung in Zeiten der Unruhe. *AGRISTAT aktuell* 22-04, 6-11. www.agristat.ch [09.11.2022]
- Granli T. and Bockman O.C., 1994. Nitrous oxide from agriculture. *Norw. J. Agric. Sci.* Supplement 12, 7-128.
- GRUD, 2017. Grundlagen für die Düngung landwirtschaftlicher Kulturen in der Schweiz (GRUD). *Agrarforschung Schweiz* 8 (6), Spezialpublikation, 276 pp.
- Gutser R., Ebertseder T. und Holz F., 2008. Reicht das Fachrecht für die Umsetzung der EU-Wasser-Rahmenrichtlinie aus? *Agrarspectrum* 41, 39-60.
- Hofer N., 2022. Dünger: Preis- und Importentwicklung in Zeiten der Unruhe. *AGRISTAT aktuell* 22-07, 6-18. www.agristat.ch [09.11.2022]

- Kivi K., Kaitala S., Kuosa H., Kuparinen J., Leskinen E., Lignell R., Marcussen B. and Tamminen T., 1993. Nutrient limitation and grazing control of the Baltic plankton community during annual succession. *Limnol. Oceanogr.* 38, 893-905.
- Kupper T., Häni C., Bretscher D und Zaucker F., 2022. Ammoniakemissionen der schweizerischen Landwirtschaft 1990 bis 2020. Bericht im Auftrag des Bundesamts für Umwelt (BAFU). Berner Fachhochschule Hochschule für Agrar-, Forst- und Lebensmittelwissenschaften (HAFL), Zollikofen, und Oetiker+Partner AG, Olten. www.ammoniak.ch/grundlagen/fachinformationen [01.11.2022]
- Obrist L., 2020. Produktion und Verbrauch von Milch und Milchprodukten 2019. *AGRISTAT aktuell* 20-03, 6-13. www.agristat.ch [09.11.2022]
- OECD and Eurostat, 2007. Gross Nitrogen Balances - Handbook. www.oecd.org/greengrowth/sustainable-agriculture/40820234.pdf [03.11.2022]
- Oenema O, Kros H and de Vries W, 2003. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: implications for nutrient management and environmental policies. *Eur. J. Agron.* 20, 3-16
- OSPAR, 1995. PARCOM guidelines for calculating mineral balances. Summary record of the meeting of the programmes and measures committee (PRAM), Oviedo, 20–24 February 1995. Oslo and Paris Conventions for the Prevention of Marine Pollution (OSPAR), Annexe 15. <https://www.ospar.org/convention/agreements/page14> [02.11.2022].
- PARCOM, 1988. PARCOM Recommendation 88/2 on the Reduction in Inputs of Nutrients to the Paris Convention Area. www.ospar.org/convention/agreements/page15 [02.11.2022]
- Rihm B., 2020. Stickstoffdeposition auf Landwirtschaftsflächen 1990–2015 - Herausrechnen der landwirtschaftlichen Quellen. Technischer Bericht im Auftrag des Bundesamtes für Landwirtschaft. Meteotest, Bern. 13 pp.
- Rihm B. and Achermann B. 2016: Critical loads of nitrogen and their exceedances. Swiss contribution to the effects-oriented work under the Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (UNECE). Federal Office for the Environment, Berne. Environmental studies no. 1642, 78 pp.
- Schleiss K., 2017. Erhebung Schweizer Daten zu Mengen in der Kompostierung. Studie im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt (BAFU), Bern, Schlussbericht, 13 pp.
- Spiess E., 1989. Schätzung der schweizerischen Nährstoffbilanz für 1985. Schriftenreihe der FAC Liebefeld Nr. 4, 61 pp.
- Spiess E., 1999. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 1995. Schriftenreihe der FAL Nr. 28, 46 pp.
- Spiess E., 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutr. Cycl. Agroecosyst.* 91, 351-365.
- Spiess E., 2019. Large soil phosphorus accumulation due to nutrient surpluses in Swiss agriculture. Proc. of International Phosphorus Workshop 9, ETH Zurich, www.researchgate.net/publication/335632051_Large_soil_phosphorus_accumulation_due_to_nutrient_surpluses_in_Swiss_agriculture [02.11.2022]
- Spiess E. und Liebisch F., 2020. Nährstoffbilanz der schweizerischen Landwirtschaft für die Jahre 1975 bis 2018. *Agroscope Science* 100, 30 pp.
- van Eerd M.M. and Fong P.K.N., 1998. The monitoring of nitrogen surpluses from agriculture. *Environ. Pollut.* 102 (S1), 227-233.
- VBNL, 2023. Verordnung über die Beurteilung der Nachhaltigkeit in der Landwirtschaft vom 7. Dezember 1998 (Stand am 1. Januar 2023). www.fedlex.admin.ch/eli/cc/1999/58/de [26.10.2022]