

**BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT DER SCHWEIZ
SOCIÉTÉ SUISSE DE PÉDOLOGIE**

**BULLETIN 37
2016**

Congrès annuel les 4/5 Février 2016 à Genève

**ANNÉE INTERNATIONALE DES SOLS -
ET MAINTENANT?**

Referate, Texte zu den Postern

Editor: Bureau de gestion SSP (ad intérim)

ISSN 1420-6773
ELVADATA AG
Zollikofen 2016

Druck ELVADATA AG, Zollikofen

ISSN 1420-6773

Copyright: 2016 Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz / Société Suisse de Pédologie

Heinz Häni-Brawand zum Gedenken (1938-2016)	5
---	---

Franz X. Stadelmann-Ehrenmitglied der BGS	7
---	---

L'ANNÉE INTERNATIONALE DES SOLS - ET MAINTENANT?

Congrès annuel les 4./5. Février 2016 à Genève

R. DELLA PERUTA and A. KELLER Assessing the risk of nutrient accumulation in agricultural soils using a regional modelling tool	9
--	---

L. GREINER und A. KELLER Bodenfunktionen bewerten: Anwendungsbeispiel für Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Produktion	17
--	----

N. DERUNGS and E. HERTZ The challenge of soil erosion management in Switzerland: a socio-anthropological analysis of public policy construction and implementation	25
---	----

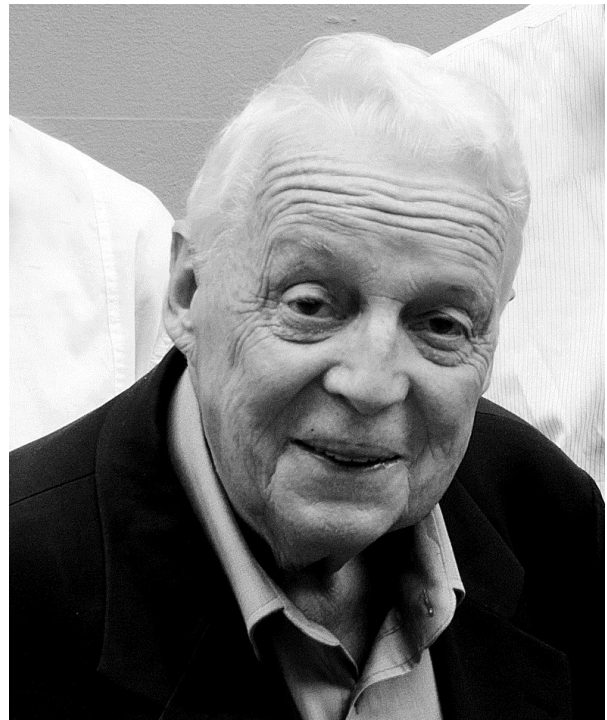
S: PAUL, R: BERGER; A. SCHMIDHAUSER, M. WERNLI und A. HOFMANN Der Grundwasserboden – Boden des Jahres 2016	35
---	----

Heinz Häni-Brawand zum Gedenken (1938-2016)

Liebe Mitglieder der BGS. Eben zurück von einer 10-tägigen Pilgerwanderung muss ich traurig und schmerzhaft erfahren, dass am 22. September 2016 unser ehemaliger Kollege Heinz Häni - Brawand gestorben ist. Noch am 13. September hatte ich das Glück, rund zwei Stunden mit Heinz allein bei ihm zu Hause zu verbringen. Er war an sein Bett gebunden, körperlich schwach und war auf Sauerstoffzufuhr angewiesen. Aber er war geistig aktiv präsent.

Er berichtete, wie liebevoll er von seiner Gattin Elisabeth und seinen Angehörigen gepflegt wird und wie wichtig und wertvoll ihm seine Gross-Familie ist. Wir philosophierten zusammen über Sinn von Leben und Leiden. Heinz erzählte präzise von freudigen und enttäuschenden Ereignissen aus seinem ganzen Leben. Nicht zuletzt aus dem beruflichen Alltag. Etwa vom Herzinfarkt im Jahre 1995 im Zusammenhang mit den Turbulenzen um die Zukunft von FAC und IUL. Nach wie vor waren ihm die heutigen Mitarbeitenden von AGROSCOPE ein Anliegen und er konnte die derzeitigen Restrukturierungen nicht nachvollziehen. Dies alles bei einem Glas feinen Weissweins aus dem Wallis, den er als die beste Medizin bezeichnete.

Heinz Häni hat ein reichhaltiges und erfülltes Leben hinter sich. Geboren am 06. Februar 1938 verbrachte er seine Jugend in Bern, wo er die Schulen besuchte und seine Studien mit einer Dissertation am Chemischen Institut der Universität Bern abschloss. Als basisdemokratischer 68-er trat er am 1. April 1968 seine Stelle an der landwirtschaftlichen Versuchsanstalt Agri in Liebefeld an, um den Dienst Bodenchemie aufzubauen. Seinem Arbeitgeber blieb er bis zu seiner frühzeitigen Pensionierung am 31. Dezember 1998 treu, auch wenn dessen Struktur und Namen laufend änderten. Heinz blieb immer ein leidenschaftlicher und stolzer Chemiker. Seine Forschungsschwerpunkte waren die Untersuchungen des Verhaltens von Schadstoffen, speziell von Schwermetallen und Fluor im Boden. Er spielte eine aktive Rolle bei der Erarbeitung der Klärschlammverordnung, der Verordnung über die Schadstoffe im Boden und beim Aufbau des Nationalen Bodenbeobachtungsnetzes NABO. Er übernahm die Verantwortung als Leiter der Bodenschutzsektion und ab 1996 als stellvertretender Leiter des Instituts für Umweltschutz und Landwirtschaft IUL. Sein Fachwissen und sein diplomatisches Geschick waren vielfach gefragt. So als Präsident der Bodenkundlichen Gesellschaft der Schweiz (1989-1991) und vorgängig auch als Sekretär ihrer AG Bodenschutz, als Vertreter der Schweiz im Verwaltungsausschuss der Aktion COST 681, als Mitglied des FAO Networks Trace Elements, als "Lehrer" an der Uni Genf, an der EPFL und als Experte am Technikum in Zollikofen. Ein grosses Anliegen war



Heinz die gute Chemielaboranten-Ausbildung sowie die (auch menschliche) Betreuung von Praktikanten, Diplomanden und Doktoranden an der FAC. Er leitete die "Chemiekommission".

Heinz war gesellschaftlich und sozial engagiert. Er rief den Personalausschuss an der FAC ins Leben und war dessen erster Präsident. Auch nach der Pensionierung blieb er Vorstandsmitglied des Fachvereins Arbeit und Umwelt FAU. Als Sprachtalent schrieb Heinz leidenschaftlich gern und spannend. So als Berichterstatter des Grossen Gemeinderates in der Berner Tagwacht, als Redaktor der humorvollen AGRInfo, als Leserbrief- und Glossenschreiber in Zeitungen, als Verfasser von geistreichen Geschichten, in denen Wirklichkeit und Phantasie geheimnisvoll verschmolzen und er sich als Jakob und seine Gattin Elisabeth als Clara entpuppten. Heinz war ein geselliger und lebensgeniessender Mensch. Bei festlichen Anlässen war Heinz im Element, jastete und kegelte gerne, generierte mit seinem Pfeifenrauchen sicht- und riechbaren Qualm. Ein köstliches Essen samt Wein und Grappa genoss er ausgiebig, auch den Besuch eines YB- oder SCB-Matches. Mit seinem grauen Haaren, seinem feinen Humor und Schalk und seinem Lächeln strahlte er eine einzigartige Würde aus. Heinz konnte traurig sein, war aber niemandem böse, sondern erstaunlich tolerant. Sein einfühlsame, lebenswürdige, ja fürsorgliche Art waren wohlthuend. Heinz war ein stiller, kleiner aber grossartiger Mensch. Wir sind ihm dankbar für vieles, er fehlt und bleibt uns unvergesslich.

Franz X. Stadelmann

Franz X. Stadelmann - Ehrenmitglied der BGS

Franz X. Stadelmann ist bereits als Kind einer Bauerngrossfamilie im Luzerner Hinterland eng mit Boden in Kontakt gekommen. Bereits mit 5 Jahren konnte er sich morgens um 5 Uhr beim Mähen des Grases mit der Sense darüber ärgern, wenn Regenwürmer, Mäuse und Maulwürfe biologisch zu aktiv waren. Von seinem Grossvater lernte er, dass im Waldboden Bäume wie Buchen und Tannen wachsen, Heidelbeeren und andere Beeren zum Pflücken gedeihen, dass Zigeunerpilze auf einem andern Boden zu finden sind als Totentrompeten und Steinpilze. Entgegen seinem ursprünglichen Berufswunsch Gärtner wurde Franz Naturwissenschaftler mit einer grossen Faszination für Bodenlebewesen und ihren grossartigen Leistungen. Franz war 1975 der erste Biologe an der ehemaligen Eidgenössische Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene (FAC) in Liebefeld. Er hat nachgewiesen, dass bestimmte Bodenlebewesen wie Bakterien und Regenwürmer unter Schadstoffbelastungen ihre Funktionen nicht oder nicht mehr genügend ausüben können. Diese Erfahrungen bewegten ihn dazu, sich auch in der Politik für den Boden einzusetzen. So initiierte er zusammen mit Ernst Alther anfangs 80er-Jahre, dass die Bodenschutzartikel 33 -35 in das Umweltschutzgesetz (USG) aufgenommen wurden, damit war die Basis für den heutigen Bodenschutz in der Schweiz gelegt!

Franz integrierte später den Forschungsbereich Umweltressourcen an der Agroscope Reckenholz und setzte sich dort weiter für die Stärkung der Ökologie in der landwirtschaftlichen Forschung ein. Franz ist Mitautor des Lehrbuches «Bodenökologie» und dozierte an der ETH Zürich zum Thema Agrarökologie.

Als Vorsitzender der Koordinationsgruppe Boden und Düngung der Forschungsanstalten leistete Franz einen wichtigen Beitrag zur Festlegung der Analysemethoden für Nährstoffgehalte im Boden und für die Erarbeitung der Grundlagen für Kontrolle und Anwendung von Recyclingdüngern. Die Sammlung der Referenz- und Forschungsmethoden sind Zeugen dieser Arbeit.

Auch nach seiner Pensionierung im Jahr 2007 setzt sich Franz weiter überzeugt für Ökologie und Umwelt ein. So engagiert er sich zu diesem Thema in der Kirche und initiierte die Motion von Nationalrat Müller-Altermatt zur Errichtung des lang ersehnten Schweizer Boden Kompetenzzentrums. Nach einer ultraknappen Zustimmung im Nationalrat mit 93 zu 92 Stimmen und gegen die Empfehlung des Bundesrates hat schliesslich auch der Ständerat der Motion zugestimmt. Aktuell ist das BAFU dabei, die Ausgestaltung des zukünftigen Boden-Kompetenzzentrums zu skizzieren. Ein grosser Erfolg!



Franz steht stets mit vollem Einsatz hinter seiner Tätigkeit und engagiert sich unermüdlich für einen besseren Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen. Damit hat sich Franz den grossen Respekt und die Anerkennung seiner Kollegen und Kolleginnen verdient.

Die Generalversammlung hat Franz X. Stadelmann am 4 Februar 2016 in Anerkennung seiner hervorragenden Leistungen für den Schutz des Bodens zum Ehrenmitglied der Bodenkundlichen Gesellschaft ernannt.

Rolf Krebs

Assessing the risk of nutrient accumulation in agricultural soils using a regional modelling tool

Raniero Della Peruta and Armin Keller

Agroscope INH, Swiss Soil Monitoring Network NABO, CH-8046 Zürich

Abstract

Over time, various quantities of fertilizers and other soil amendments are applied onto agricultural soils. This can lead to the gradual accumulation of several elements which represents a threat for soil quality and for soil functions. We developed a regional modelling tool for assessing element fluxes in agricultural soils and their temporal and spatial patterns. The tool uses georeferenced farm census data, remote sensing images, fertilization guidelines and other data sources. We calculated fluxes of nitrogen (N) and phosphorus (P) for agricultural soils (41 km²) in a region of Zürich-Oberland for the year 2013. The model provides spatial patterns of nutrient surpluses, revealing severe imbalances for N and to a minor degree for P. Thus, critical areas with increased risk of nutrient accumulation could be identified. Moreover, we analyzed a simple scenario assuming that farmers accounted for the soil nutrient status in their fertilization plans. Simulations showed a considerable reduction of P surplus, suggesting good prospects of success for such a measure. This exercise demonstrated that one of the strengths of the model is the capability of assessing measures towards sustainable agricultural land use through scenario analysis.

Keywords: agricultural management, soil nutrients, element balance, modelling.

Zusammenfassung:

Auf landwirtschaftliche Böden werden über die Zeit beträchtliche Mengen an Düngern als auch andere landwirtschaftliche Hilfsstoffe ausgebracht. Dies kann zu einer schleichenden Anreicherung verschiedener Elemente im Boden führen, und die Bodenqualität sowie Bodenfunktionen gefährden. Wir entwickelten ein regionales Instrument zur Modellierung räumlich-zeitlicher Stoffbilanzen für landwirtschaftlich genutzte Böden. Das Modell nutzt georeferenzierte Daten der landwirtschaftlichen Betriebszählung, Remote Sensing Produkte, Düngungsrichtlinien und andere Datenquellen. Für das Jahr 2013 berechneten wir Stoffbilanzen für Stickstoff (N) und Phosphor (P) für landwirtschaftliche Böden im Gebiet Zürich-Oberland (41 km²). Das Modell liefert Karten, welche Gebiete mit Nährstoffüberschüssen ausweisen. Grosse Überschüsse wurden für N festgestellt, für P waren diese geringer. Mit dem regionalen Instrument wurden die kritischen Gebiete identifiziert, welche ein Risiko zur Anreicherung von Nährstoffen in Böden aufweisen. Zusätzlich haben wir ein Szenario berechnet, indem wir annehmen, dass die Landwirte die Nährstoffgehalte der Böden in der Düngungsplanung mit einbeziehen. Für diese Massnahme wurde eine beträchtliche Senkung der P-Überschüsse festgestellt, und damit die Erfolgsaussichten einer solchen Massnahme aufgezeigt. Das Beispiel zeigt eine der wesentlichen Stärken des regionalen Instruments auf: anhand von Szenarien können geeignete Handlungsmassnahmen für eine nachhaltige landwirtschaftliche Nutzung der Böden aufgezeigt werden.

Introduction

Agricultural soils receive several types of amendments such as commercial fertilizers, animal manure, compost, and waste-derived fertilizers. If not correctly managed, amendments can severely affect chemical properties of soils and connected water bodies. Nitrogen (N) and phosphorus (P) inputs exceeding crop need increase the risk of losses to water bodies, potentially leading to groundwater contamination and surface water eutrophication (CARPENTER et al. 1998, LIN et al. 2009). Moreover, P is an essential and irreplaceable element for food production, but phos-

phate rock reserves from which P fertilizers are obtained are a limited resource, and newly mined deposits are more and more contaminated with undesired elements (CORDELL et al. 2009). All above considerations point to the need of an appropriate management of soil amendments to ensure a sustainable agricultural production.

In Switzerland, nutrient surpluses decreased significantly since the 1970s, and especially after the introduction of ecological measures in mid 1990s (HERZOG et al. 2008, SPIESS 2011). However, the N surplus was quite stable in the last decade around 110'000 tons. It is not sure whether the goal to reduce the N surplus down to 95'000 tons

in 2017 will be achieved (BOSSHARD AND RICHER 2013). The current P surplus of 5000 t is quite close to the reduction goal (4'000 t). Nevertheless, the P surplus of the last three decades (in the order of 200'000 t P) caused the accumulation of P in agricultural soils (FROSSARD et al. 2004, KELLER AND VAN DER ZEE 2004). Hence, further strategies addressing nutrient cycling in Swiss agriculture are required.

Element balances are commonly used as tools to meet environmental targets for nutrient in agriculture (e.g. KELLER AND SCHULIN 2003; ÖBORN et al. 2003). In order to capture the spatial and temporal pattern of element inputs into agricultural soils, tools are required to combine relevant data sources in a spatially explicit way. The development of such tools has been hampered in the past by a lack of spatially explicit land management information at regional scale. These limitations can be partially overcome by newly available datasets and recent advancements in remote sensing, GIS, computational capacity and modelling techniques. GÄRTNER et al. (2013) proposed a downscaling approach that takes data at farm level and distributes it spatially to the agricultural land.

Based on that work, we developed a Land Management Model (LMM), a tool that combines geo-referenced farm census data, land use information generated by remote sensing techniques, data on chemical composition of soil amendments, crop nutrient requirements, typical agricultural practices and fertilizer strategies, and expert knowledge. The LMM uses an extensive set of rules implemented in a downscaling algorithm to estimate the application rate of soil amendments and calculate spatially explicit balances of N, P and main trace elements at the field scale. In this paper, we briefly describe the model and its application to a case study area in canton Zurich, Switzerland.

Overview of the model workflow

The LMM calculates balances of target elements at the soil surface. Within the LMM, a surface balance is the difference between element input through agricultural operations (mainly fertilization) and output through crop uptake. The surface balances are calculated annually at the field scale. The LMM follows a stepwise approach (Figure 1). In the first step, element budgets and nutrient re-

quirements are calculated at the farm level by using the farm census data together with average values of element concentrations in manures, fertilizers and crops. The farm census database (Agrarpolitisches Informationssystem AGIS, Federal Office for Agriculture FOAG) contains the area of all crops and the number of all livestock present at the farm on a given year. The model takes into account the losses of N occurring while the animal manure is stored. Moreover, it accounts for the fact that only a fraction of manure N is available to plant (from 45% to 60% depending on the share of arable land over the total farm area). All above calculations are based on the GRUDAF fertilization guidelines (FLISCH et al. 2009).

In the second step, the LMM estimates the "fertilization strategy" of each farm, i.e. the deviation from average nutrient inputs, as well as the proportion of mineral and organic fertilizers used for the different crop types, assuming that each farm is characterized by specific management goals and intensity. The fertilization strategy is estimated farm by farm on the basis of the farms' structure, using (i) existing fertilization datasets, (ii) regulations and laws constraining farmer's options for land management, such as fertilization guidelines and legislative boundary conditions, (iii) guidelines reflecting best management practices and (iv) expert knowledge (agricultural advisors, fertilization specialists and farmers). At this point the model calculates N and P balances at the farm level, by dividing nutrient budgets (mineral + manure) by the crops requirements. For example, for N:

$$N_balance = (N_manure + N_mineral) / N_crop$$

Balance higher than 1 indicates nutrient surplus. The SwissBilanz program (FOAG 2014) limits the balance for available N and P to a maximum of 1.1 (i.e. nutrient supply not higher than 110% of the crop needs). If the balance is higher, then the farm has to get rid of the excess manure, by giving it to other farms ready to take it.

Therefore, the third step simulates manure trading between farms. There are two restrictions for manure trading: the manure should not be transported for more than a given distance and should not be exported to more than a given number of partners. Due to these restrictions, the LMM simulations may result in cases where some farms can-

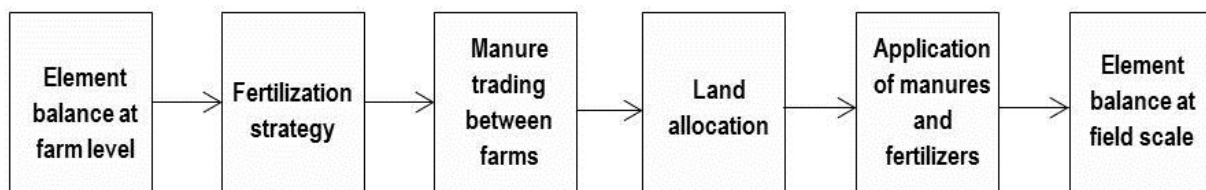


Figure 1. General workflow of the land management model.

not get rid of their nutrient surplus, and therefore they will not be able to comply with the regulations. We believe that this situation is plausible given the characteristics of the studied system.

The fourth step is the land allocation. This step is required because for a given farm, only the main building is georeferenced in the farm census, while the location of its fields is unknown. The land allocation routine is based on the downscaling approach we developed previously (GÄRTNER et al. 2013). It combines the farm census data with a map of agricultural land, which is obtained from remote sensing data and methods especially developed for the LMM (GÓMEZ GIMÉNEZ et al. submitted).

The fifth step is the distribution of manure and mineral fertilizers to the fields. The algorithm accounts for different requirements and limitations. For example, the requirements of arable crops have priority because of their higher economic value; however, application of manure is limited to early growing stages. The model distinguishes between home pasture, where livestock is grazing, and the rest of grassland. Moreover, grassland fields in the vicinity of the farm receive usually more manure.

The sixth and last step is the calculation of element balances at the field level, as the sum of mineral and manure input to the field minus the uptake via crop harvest. The final result consists of thematic maps showing the spatial patterns of element balances on an annual basis. It is important to point out that two kinds of N balance are calculated: available N and total N. The first one is an “agronomic balance”, showing how well the fertilization plan was designed and implemented. The second one can be seen as an “environmental balance”, showing how much N accumulates in soil and is potentially lost to water bodies or the atmosphere.

In order to calibrate and validate the LMM as a predictive tool, LMM retrospective predictions for the case study Zurich were verified using several datasets, including: a land property map (provided by Kanton Zürich), the HODOFLU manure exchange database (managed by FOAG), data from the farms involved in the Agro-ecological performance assessment (Agrarumweltindikatoren AUI, FOAG), and repeated measurements of soil element concentrations provided by the cantonal soil monitoring network (KABO Zürich).

Case study

The study area is located in the canton of Zurich, Switzerland. It is part of the Plateau or Midlands, the most productive region of the country. The total area is 71 km² of which 41 km² of utilized agricultural area (UAA). The average altitude is 556 m. The average precipitation rate is 1134 mm per year while the annual average temperature is 9.3 °C (data from MeteoSwiss). There are around

250 farms in the study area, of which the most part have a mixed production system of arable crops and dairy production. Average livestock density in 2013 was 1.1 livestock units per hectare (LU/ha), close to the Swiss average (1.2 LU/ha). Nearly 60% of the UAA is covered by permanent grassland, while the rest is mainly arable land. The main crops grown in the arable land are maize (both for silage and corn), winter wheat, triticale and winter barley.

In this specific case study, we wanted to assess the effect of measures to reduce nutrient inputs in areas at risk of P accumulation in soil. To reach this goal, we run the LMM for the year 2013 under two different settings: (1) a reference scenario, where fertilization intensity was set to meet 100% of crop requirements, and (2) a reduction scenario, envisaged in the GRUDAF guidelines (FLISCH et al. 2009), in which nutrient inputs were reduced to 80% of crop requirements in those areas where P levels exceeded a threshold, set to 60 mg P / kg soil (P as EDTA extraction). The soil P status in the iMSoil area was derived from a database of soil P measurements that serves to prove compliance to the National ecological performance program (Ökologischer Leistungsnachweis ÖLN, FOAG), where data was aggregated at community level.

Results and discussion

The first and second steps of the model, i.e. the estimation of nutrient budgets and fertilization strategy at farm level, showed a rather complex pattern. There are five main farm types in the study area. Mixed farming and dairy farming are by far the most frequent types (table 1). In the observation period (i.e. the year 2013) around 64% of the farms had an N surplus, while only 34% had a P surplus (Table 2). Dairy farms had on average a higher N surplus compared to other farm types (Fig. 2). This result was expected given the higher

Table 1. Farming types in the study area (n = 250 farms in 2013)

Farming type	Frequency
Mixed (dairy + arable)	42%
Dairy	30%
Beef production	13%
Arable	5%
Poultry	4%
Others	6%

Table 2. Average N and P imbalances at farm level

	N	P
Farms with surplus	64%	42%
Average surplus (kg/ha)	102	75
Farms with deficit (%)	34%	55%
Average deficit (kg/ha)	63	18

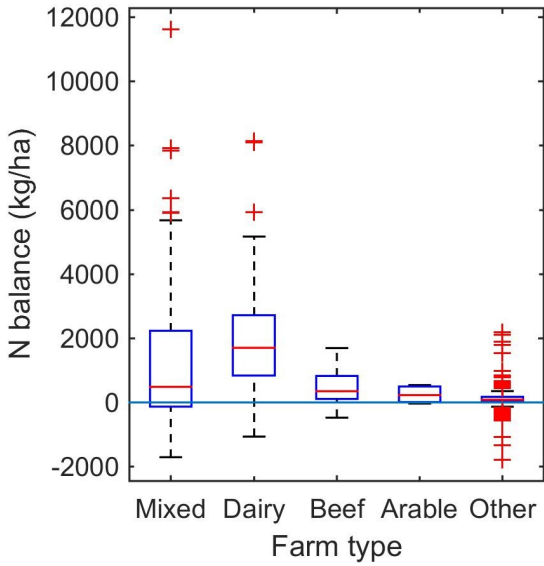


Figure 2. N balance at farm level.

livestock density at those farms. It has to be remarked that these balances were calculated before manure trading; therefore very high surpluses at specific farms don't necessarily imply a high nutrient application, if farms were able to export the excess manure in the following model steps. The third step of the model, i.e. the simulation of

manure exchange, resulted in a trading of 69 t N and 15 t P within the study area in 2013. The import and export of nutrients from and to the study area was almost perfectly balanced, with approximately 26 t N and 5 t P exchanged annually. This is probably the effect of manure redistribution between farms close to the border of the study region, on both sides.

Regarding land allocation (the fourth model step), the match between the agricultural census data and the land use map obtained via remote sensing was very good. Therefore, only a very small part of the land could not be allocated to the farms (1.7% of the study area).

As a result of the fifth and sixth model steps, i.e. nutrient distribution over the land and field-scale balances, a total of 681 t N (average 166 kg N/ha) and 135 t P (32.9 kg P/ha) were applied in the study area. Around 60% of both nutrients were applied as manure, the rest as mineral fertilizer (Table 3). Overall, the N balance for the study area was strongly positive, with a total surplus of 195 t, while the balance for available N showed almost no surplus. This result reflects the large discrepancy between the above mentioned agronomic balance (available N) versus the environmental balance (total N). The agronomic balance neglects almost completely the fact that the fraction of N unavailable for the current year (that can be up to 55%) will be partly available in the follow-

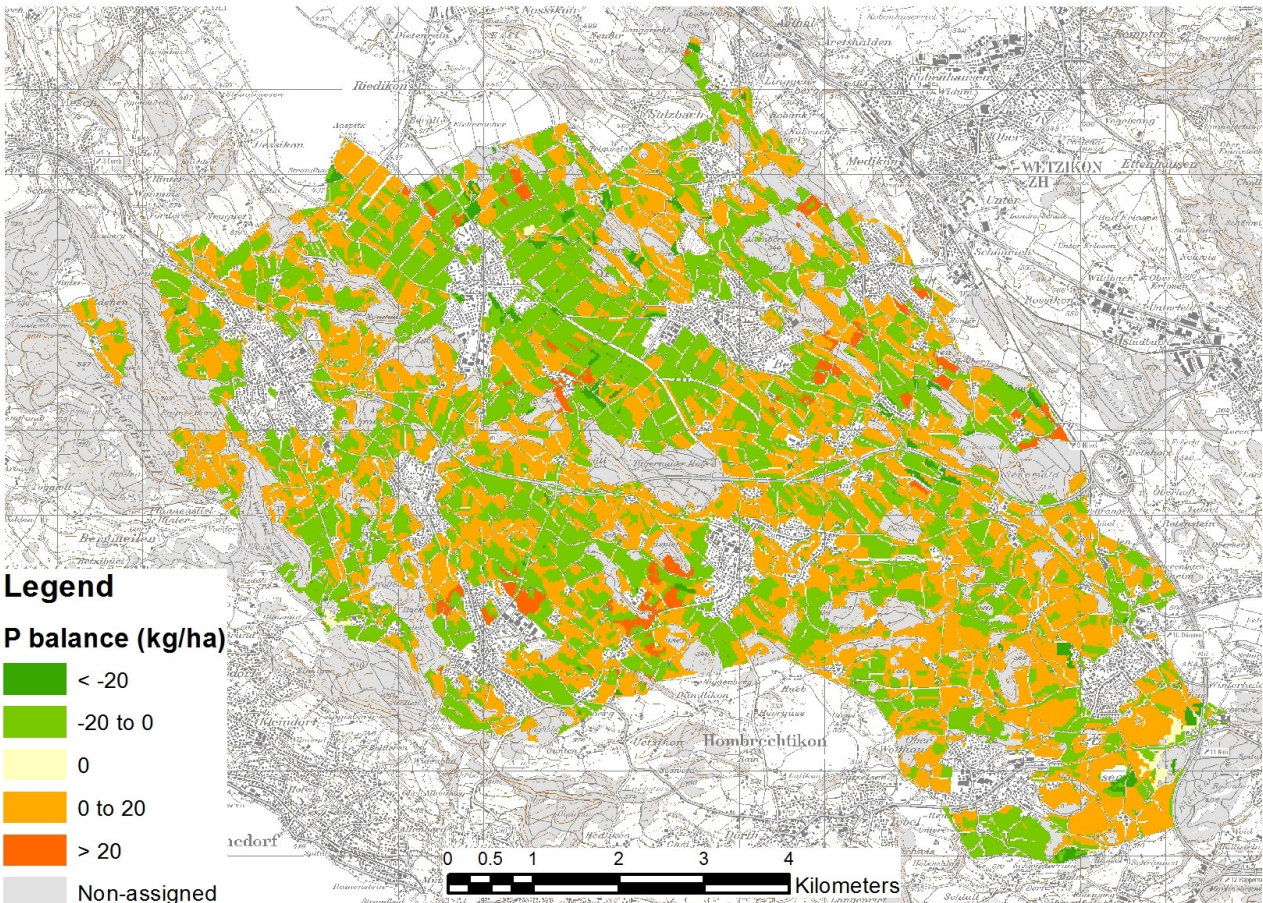


Figure 3. Map of P balance in the study area for the year 2013.

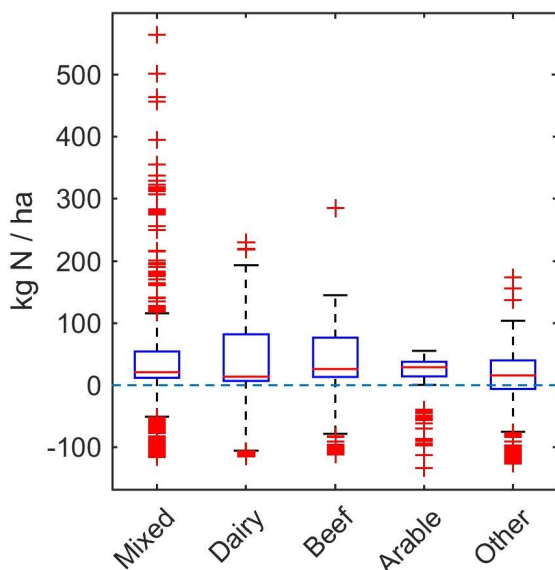
Table 3. N and P balances for the study area in the year 2013, in tonnes.

	N (total)	N (available)	P
Input: mineral fertilizer	259	259	52
Input: manure	422	230	83
Output: harvest	-486	-486	-137
Balance	195	2	-2

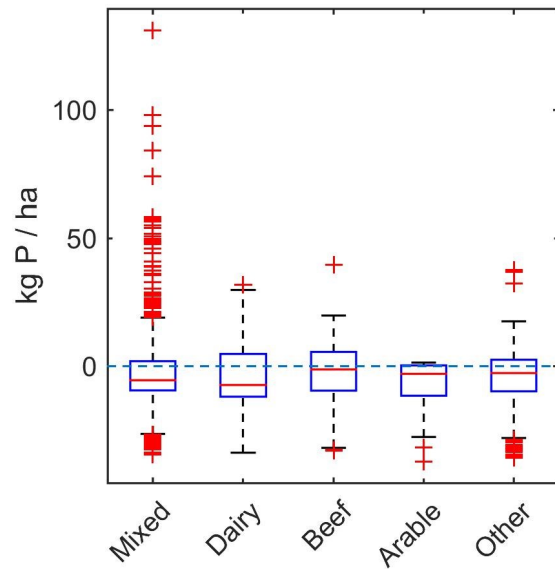
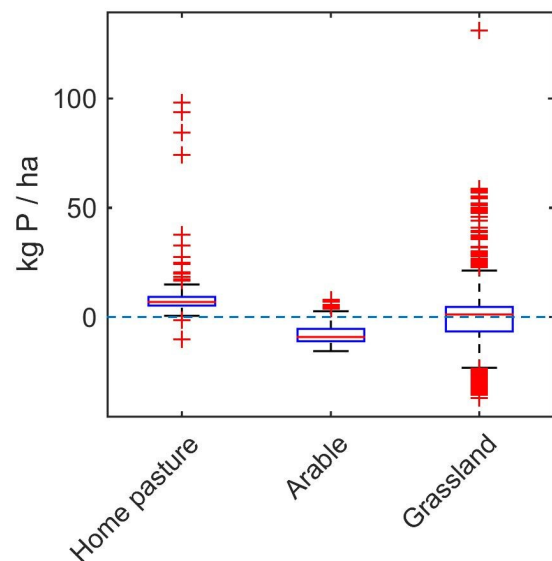
ing years. This organic N is removed from the calculation for each given year, but in reality it will accumulate in soil and therein be transformed and possibly transported to the water and air compartments.

In contrast, the overall P balance was slightly negative. The P balance at field scale shows a clear spatial pattern (Fig. 3). It is possible to recognize areas of net surplus, which are at risk of accumulation in soil. In spite of the regional net deficit, the P balance is positive on 45% of the area. This result clearly points at the fact that the nutrient redistribution is not effective as it could be. The limitations to manure exchange (maximum distance, maximum number of partners) play a role here. By removing or loosening these limitations, a better redistribution could be achieved. In fact, the LMM can be used to analyse scenarios where different rules and incentives for manure exchange are tested. Obviously, the non-optimal redistribution is a problem for N, too.

At the field scale, most of the fields receive a surplus of N. Some fields managed by mixed farms revealed N surpluses larger than 300 kg N/ha (fig. 4). On the contrary, P balance is, on average, close to zero or negative for all farm types, however high surpluses are found at specific fields managed by mixed farms (Fig. 5). Overall, home pasture fields (treated in the model as preferred manuring areas) have a higher surplus in the study region, whereas arable fields show a slight deficit (Fig. 6).

**Figure 4.** N balance at field scale, grouped per farm type (year 2013).

In the “reduction” scenario we found a substantial decrease of the agricultural area with P surplus. According to the öLN soil nutrient dataset, soil P-EDTA concentration was in average above 60 mg/kg in 4 out of 6 communities. Thus, approximately more than half of the agricultural soils contain elevated P levels that should be accounted for in the fertilization plans of the farmers. We assumed that all farms located in those communities re-

**Figure 5.** P balance at field scale, grouped per farm type (year 2013).**Figure 6.** P balance at field scale, grouped per land use (year 2013).

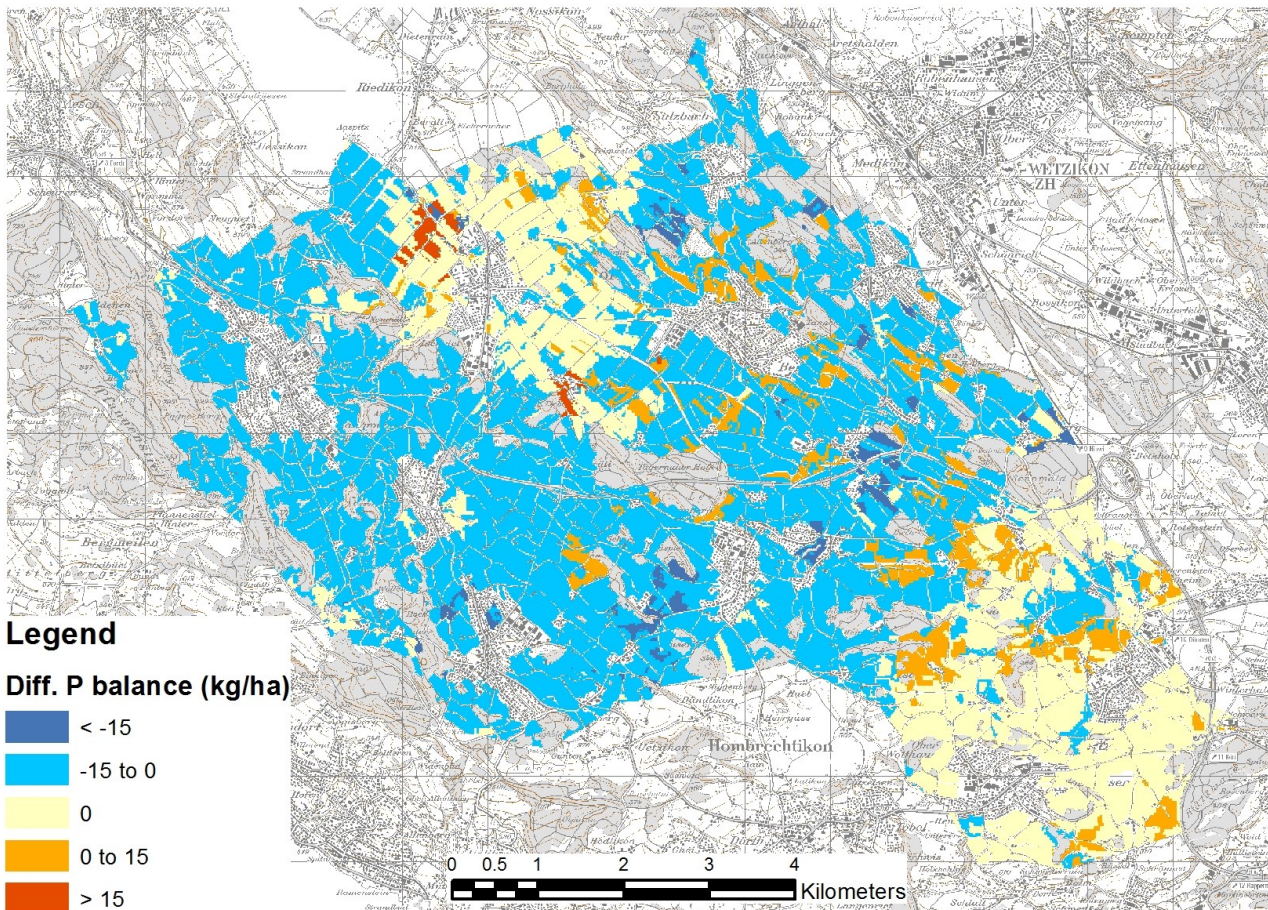


Figure 7. Differences in P balance between the reduction scenario and the reference scenario (year 2013).

duced their nutrient application from 100% to 80% of the crop needs defined by the GRUDAF guidelines. As a result, P balance decreased drastically in these communities, and the area with P surplus decreased from 50% to 23% of the study area (Fig. 7). Aggregated data shows significant reduction of both mineral and manure P inputs in the study area. Manure inputs could decrease because more manure was transported outside the study region, and less manure was imported. The total balance decreased from -2 to -20 t (Table 4). This example shows how the regional model approach may provide insight into a regional agricultural system and how it reacts to a simple measure. The chosen measure is included in the GRUDAF recommendations but its application is

not monitored; given the increasing soil P levels found in several regions (FROSSARD et al. 2004), we assume it was rarely applied in the past. The measure could be questioned on the ground that it could reduce crop productivity; however, several studies showed that the P stock in nutrient-rich soils can compensate reduced application for many years (e.g. GALLET et al. 2003; GUNST et al. 2013).

Conclusions

This study demonstrated how the LMM can be a valuable tool for assessing the nutrient management and fluxes in regional agricultural systems. Results showed that the study area is characterized by a net N surplus and a net P deficit, with

Table 4. Differences in P fluxes between the reference and the "reduction" scenario (tonnes/year).

Year 2013	Reference	Reduction	Difference
Manure P export	5	11	+120%
Manure P import	5	2	-60%
P Input: mineral fertilizer	52	44	-16%
P Input: manure	83	73	-12%
P Output: harvest	-137	-137	0%
P Balance	-2	-20	
Area with P surplus (%)	50%	24%	

local hotspots of high surplus for both elements. A better nutrient redistribution through manure transport would decrease the imbalances and improve the sustainability of the agricultural production. The strength of the model is to provide scenarios that give insights for possible measures towards sustainable agricultural land use for a specific region. For meaningful scenarios the model should be always validated when the characteristics of the studied agro-ecosystem change (e.g. farm types, manure exchange trends, etc.). The case study showed that the LMM can depict the spatial pattern of nutrient inputs and balance, helping in the identification of critical areas of undesired element accumulation in soil. Moreover, it can help identifying the most critical farming types, critical thresholds (e.g. in terms of livestock density) and the conditions required to mitigate nutrient surpluses such as improved manure exchange, adapted fertilization strategies and accounting for soil nutrient status.

Acknowledgment

This study is part of the “Integrated Modelling framework to monitor and predict trends of agricultural management and their impact on Soil functions at multiple scales” (iMSoil, project number 406840-143062) funded by the Swiss National Science Foundation within the National Resource Program NRP68 “Sustainable Use of Soil as a Resource (www.nfp68.ch).

References

- BOSSHARD, C. und RICHNER, W., 2013. Bestimmungsfaktoren des Stickstoff-Überschusses auf Betriebsebene. Teil 2: Analyse auf Kulturebene. Abschlussbericht zuhanden des Bundesamts für Landwirtschaft BLW. Agroscope. Zürich, S. 83-105.
- CARPENTER, S. R., CARACO, N. F., CORRELL, D. L., HOWARTH, R. W., SHARPLEY, A. N., and SMITH, V. H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8(3): 559-568.
- CORDELL D., J.O. DRANGERT, and S. WHITE. 2009. The story of phosphorus: Global food security and food for thought. *Global Environmental Change* 19 (2): 292–305.
- FLISCH R, SINAJ S, CHARLES R, RICHNER W. 2009. GRUDAF 2009 — Grundlagen für die Düngung im Acker- und Futterbau. *Agrarforschung* 16:1–97
- FOAG (Federal Office for Agriculture) 2014. *Wegleitung Suisse-Bilanz*. Bundesamt für Landwirtschaft. 3003 Bern. S. 24. <http://www.blw.admin.ch/themen>.
- FROSSARD E., JULIEN P., NEYROUD J.-A. et SINAJ S., 2004. Phosphor in Böden – Standortbestimmung Schweiz, Schriftenreihe Umwelt Nr. 368, 174 S., Bern.
- GALLET, A., FLISCH, R., RYSER J.P., FROSSARD, E., SINAJ S., 2003. Effect of phosphate fertilization on crop yield and soil phosphorus status. *J. Plant. Nutr. Soil Sc.* 166, 568-578.
- GÄRTNER, D., KELLER, A., and SCHULIN, R. 2013. A simple regional downscaling approach for spatially distributing land use types for agricultural land. *Agricultural Systems*, 120, 10-19.
- GÓMEZ GIMÉNEZ, M., DELLA PERUTA, R., DE JONG, R., KELLER, A., SCHAEPMAN, M.E. Spatial Differentiation of Arable Land and Permanent Grassland to Improve a Land Management Model for Nutrient Balancing. Submitted to: *Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing*.
- GUNST L., RICHNER W., MÄDER P., MAYER J. 2013. DOK-Versuch: Nährstoffversorgung in Winterweizen – Wo wird es eng? *Agrarforschung Schweiz* 4(2), 74-81.
- HERZOG F., PRASUHN V., SPIESS E., RICHNER W., 2008. Environmental cross-compliance mitigates nitrogen and phosphorus pollution from swiss agriculture. *Environ Sci Pol* 11:655–668
- KELLER A. und S van der ZEE. 2004. Phosphorverfügbarkeit in intensiv genutzten Graslandböden, *Agrarforschung* 11(09), 396-401.
- KELLER, A. and SCHULIN, R. 2003. Modelling heavy metal and phosphorus balances for farming systems. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 66: 271 – 284.
- LIN, L., DENG, Z.Q. and GANG, D.D., 2009. Non-point Source Pollution. *Water Environment Research*, 81(10): 1996-2018.
- ÖBORN I., EDWARDS A.C., WITTER E., OENEMA O., IVARSSON K. et al., 2003. Element balances as a tool for sustainable nutrient management: a critical appraisal of their merits and limitations within an agronomic and environmental context. *European Journal of Agronomy* 20, 211-225.
- SPIESS E. 2011. Nitrogen, phosphorus and potassium balances and cycles of Swiss agriculture from 1975 to 2008. *Nutr Cycl Agroecosyst* 91:351–365.

Bodenfunktionen bewerten: Anwendungsbeispiel für Wasserhaushalt und landwirtschaftliche Produktion

Lucie Greiner* und Armin Keller

*Nationale Bodenbeobachtung (NABO), Institut für Nachhaltigkeit INH Agroscope, Reckenholzstrasse 191, CH-8046 Zürich, (lucie.greiner@agroscope.admin.ch)

Zusammenfassung

Mittels Bodenfunktionskarten kann man Bodeninformationen an RaumplanerInnen kommunizieren. Im NFP 68 Projekt PMSoil (Predictive mapping of soil properties for the evaluation of soil functions at regional scale) wenden wir internationale und Schweizer Bodenfunktionsbewertungsmethoden auf etwa 7'500 Profile und auf Bodeneigenschaftskarten (Projektteil von M. Nussbaum) an.

Dieser Text behandelt 1) das Bodenfunktionskonzept und seine Bedeutung für die Raumplanung, 2) ein Bodenfunktionsbewertungsbeispiel (Regulierungsfunktion Wasserhaushalt) für Profil- und Flächendaten in der Region Lyss und 3) der Vergleich von Bewertungsergebnissen der deutschen Bewertungsmethode (Produktionsfunktion Landwirtschaft) mit zwei Grössen der Schweizer Bodenklassifikation (Bodentyp und Wasserhaushaltsgruppe) zur Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse.

Abstract

The evaluation of soil functions and the resulting soil function maps are promising tools to communicate the value of soil to spatial planners. In the NFP 68-project PMSoil (Predictive mapping of soil properties for the evaluation of soil functions at regional scale), we adapt and apply international and Swiss soil function assessment methods to about 7'500 soil profiles and to soil property maps (project part M. Nussbaum et al.). Here, we 1) argue for the role of the soil function concept in spatial planning, 2) present an example of a soil function assessment (regulation of water cycle) for point and raster data in the Lyss region, Kanton Bern, and 3) compare soil function assessment results of the German assessment method with two parameters of Swiss soil classification (soil type and water cycle group).

Keywords: soil functions, spatial planning, water cycle, agricultural production

Einleitung

Der vorsorgliche Bodenschutz zielt einerseits darauf ab, Bodenbelastungen, zu vermeiden, und andererseits das Leistungsvermögen der Böden zu erhalten beziehungsweise zu verbessern. Um das potentielle Leistungsvermögen der Böden quantifizieren und bewerten zu können, existiert international ein breites Spektrum an Bewertungsmethoden für Bodenfunktionen. Bewertet werden unter anderem die umfangreichen Regulierungsfunktionen des Bodens (z.B. Nährstoff- und Wasserhaushalt, Filter und Pufferfunktion), die Produktionsfunktion wie auch die Lebensraumfunktion (z.B. Lebensraum für Organismen, Bodenbiodiversität, Biotoppotential). Im Fokus stehen letztlich Bodenfunktionskarten, die sich gemäss den positiven internationalen Erfahrungen besonders gut eignen, bei raumplanerischen Fragen die Qualität der Böden in die Nutzungsabwägung mit einzubringen. Bodenfunktionskarten bilden auf vereinfachte Art und Weise das Vermögen der Böden ab, bestimmte Funktionen zu erfüllen und visualisieren die räumlichen Unterschiede für Nicht-ExpertInnen (GREINER et al. 2014).

In der Schweiz und international wurden seit den 90-er Jahren verschiedene Methoden und Bewertungskriterien zur statischen Bewertung der Regulierungs-, Lebensraum- und Produktionsfunktion des Bodens entwickelt (z.B. MÜLLER UND WALDECK 2011, zusammenfassend: AD-HOC-AGBODEN 2007). Bei statischen Bewertungsmethoden wird im Gegensatz zu dynamischen Bewertungsmethoden die Nutzung des Bodens in der Bewertung nicht verwendet. Die statische Bodenfunktionsbewertung bewertet somit das grundsätzliche Potential der Böden eine bestimmte Bodenfunktion zu erfüllen. In der Schweiz gibt es statische Bewertungsmethoden und -methodenansätze, jedoch existiert bisher keine nationale Methodensammlung, welche die Berücksichtigung der vielseitigen Funktionen der Böden in der Raumplanung unterstützt. Die Umsetzung von ausgewählten internationalen Bewertungsmethoden ist Gegenstand des NFP68-Projekts PMSoil (Predictive mapping of soil properties for the evaluation of soil functions at regional scale).

Internationale Methoden können nicht ohne weiteres übernommen werden und müssen für die Anwendung auf Bodendaten nach Schweizer Klassifikationssystem angepasst werden. Wir zeigen für ein Fallstudiengebiet im Kanton Bern exemplarisch die Anwendung einer Deutschen Bewertungsmethode für den Wasserhaushalt mit Bodeneigenschaftskarten (Nussbaum et al., unpubliziert).

Für rund 6'800 Profile werden am Beispiel der Bewertung der Produktionsfunktion für die Landwirtschaft empirische Zusammenhänge zwischen den Bewertungsergebnissen der ausländischen Methoden und Kennwerten der Schweizer Bodenklassifikation (Bodentyp und Wasserhaushaltsgruppe) untersucht.

2. Bodeninformationen für die Raumplanung

Neben dem bereits seit Jahrzehnten international etablierten Konzept der Bodenqualität, wird der Boden und die Bewertung seiner Dienstleistungen für Mensch und Umwelt in seiner Gesamtheit in der Literatur auch unter den Konzepten der Bodengesundheit (soil health, z.B. USDA 2015), der Bodendienstleistungen (soil services, z.B. DOMINATI et al. 2014), der Bodensicherheit (soil security, z.B. MCBRATNEY et al. 2014) und im Hinblick auf Bodengefahren thematisiert. Insbesondere das Bodenfunktionskonzept hat im letzten Jahrzehnt an Popularität gewonnen. In Deutschland, Österreich und England ist das Bodenfunktionskonzept in der nationalen Bodenschutzgesetzgebung, beziehungsweise über nationale Wegleitungen integriert. Im Wesentlichen sprechen zwei Gründe für das Bodenfunktionskonzept:

1) Es ist ein sehr vereinfachendes Konzept. Die Vielfältigkeit des Bodens und sein Leistungsvermögen können so anderen Fachdisziplinen und Entscheidungsträgern kommuniziert werden.

2) Das Bodenfunktionskonzept erlaubt es, auf die verschiedenen Dimensionen der Multifunktionalität einzugehen und je nach den Bedürfnissen der Nutzergruppen, verschiedene Aspekte des Bodens differenziert zu betrachten. Zum Beispiel mag der Boden als Habitat für verschiedene Organismen den Naturschutz interessieren, der Boden in seiner Funktion als eine der Produktionsgrundlagen ist relevant für die Landwirtschaft.

Um den Boden in raumplanerischen Entscheidungen mit einbringen zu können, werden Bodeninformationen und Modelle benötigt. Zusätzlich braucht es die Interpretation dieser Information für Nicht-ExpertInnen (Abbildung 1, Dimension Boden). Bodenfunktionskarten mit einer ordinalen Bewertungsskala stellen eine solche Interpretationsmöglichkeit dar. Bodenfunktionskarten können

direkt in Raumplanungsentscheidungen genutzt werden und können mit sozio-ökonomischen Bewertungen verknüpft werden (siehe Abbildung 1, gesellschaftliche Dimension). Die Entscheidung über die Nutzung der Böden hat dann wiederum kurz- oder langfristig Auswirkungen auf Bodeneigenschaften und Bodenfunktionen.

Im Projekt PMSOIL wurde der Fokus auf solche Bodeneigenschaften gelegt, die sich nur langsam verändern. In diesem Sinne stellen die Bodenfunktionskarten eine „Statusinterpretation“ des Bodens dar, wie sie die Raumplanung benötigt. Für Fragestellungen im Umweltschutz wie beispielsweise Gewässerschutz (Austrag von Nährstoffen in Gewässer), Bodenschutz (Bodenverdichtung, Bodenerosion) oder für ein Monitoring sind dynamische biophysikalische Bodenmodelle geeignet. In Anbetracht der zahlreichen Bodenfunktionen und Bodenteilfunktionen stellt sich die Frage welche Funktionen für die Raumplanung bewertet werden sollen. Für eine geeignete Systematik von Bodenfunktionen wurde wie folgt vorgegangen:

- Die bereits bestehende Klassifizierung der Bodenfunktionen nach BAFU (2011) wurde übernommen (Tabelle 1).
- Die Trägerfunktion und Rohstofffunktion werden ausgeklammert, da ihre relevanten Bodenteilfunktionen nicht mit Bodendaten zu bewerten oder ansonsten in anderen Bodenfunktionen enthalten sind.
- Für die drei ökologischen Bodenfunktionen wurden Bodenteilfunktionen so ausgewählt, dass thematisch möglichst ein breites Spektrum der Multifunktionalität der Böden aufgezeigt werden kann (Tabelle 1). Aus der Literatur wurden häufig verwendete Methoden für Bodenteilfunktionen ausgewählt.

3. Bewertungsbeispiel : Regulierungsfunktion Wasserhaushalt

Im Folgenden wird für das Fallstudiengebiet Lyss im Kanton Bern die Regulierung des Wasserhaushalts nach der Methode von BAYERN (2003) bewertet. Damit soll verdeutlicht werden, wie eine Bodenfunktionsbewertung durchgeführt werden kann. Die Methode bewertet das Vermögen eines Bodens den Wasserhaushalt zu regulieren (Wasserretention), indem das Wasserrückhaltevermögen kombiniert mit dem Infiltrationsvermögen bewertet wird. Hat ein Boden ein hohes Wasserrückhaltevermögen und weist eine gute Infiltrationsfähigkeit auf, dann erhält er eine gute Bewertung. Böden mit einem stauenden Horizont können hingegen kurzfristige starke Niederschläge nicht aufnehmen, und Böden mit geringer Wasserspeicherkapazität stellen in trockenen Perioden zu wenig Wasser für Pflanzen zur Verfügung. Das Leistungsvermögen für den Wasserhaushalt wird für solche Böden daher geringer bewertet. Die Methode klassiert Böden nach zwei physikalischen

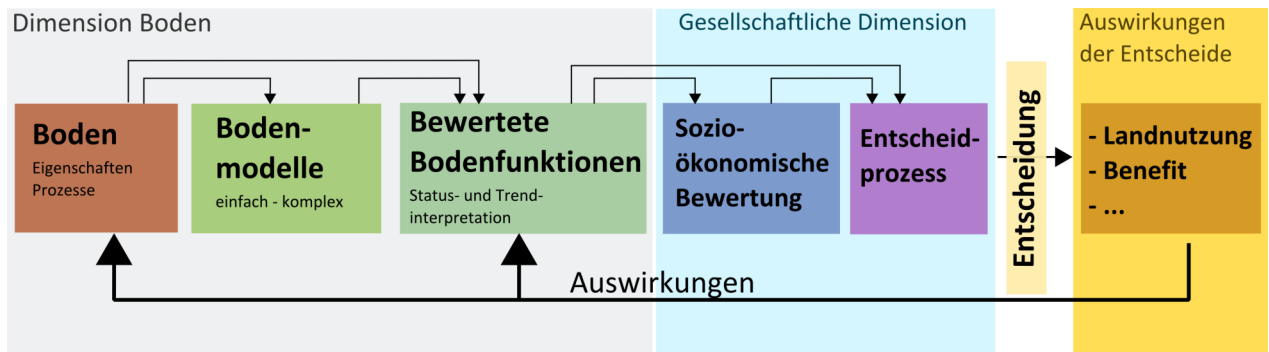


Abbildung 1: Vom Boden über Bodeninformationen zu bewerteten Bodeninformationen in gesellschaftliche Abwägungen und tatsächliche Landnutzungsentscheide.

Tabelle 1: Die Klassifikation der Bodenfunktionen nach BAFU (2011) ergänzt mit häufig in der Literatur genannten Methoden für Bodenteilfunktionen, um möglichst das breite Spektrum der Multifunktionalität der Böden abzudecken.

Bodenfunktionen	Bodenteilfunktion
Produktionsfunktion	Landwirtschaftliche Produktion
	Forstwirtschaftliche Produktion
Regulierungsfunktion	Funktion des Bodens im Wasserhaushalt
	Funktion des Bodens im Nährstoffkreislauf
	Filter und Puffer für anorganische (Schad-) Stoffe
	Filter und Puffer für organische (Schad-)Stoffe
	Puffer für saure Einträge
Lebensraumfunktion	Lebensgrundlage und Lebensraum für Menschen
	Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen
	Lebensgrundlage und Lebensraum für Bodenorganismen
	Genreservoir und Biodiversität
Archivfunktionen	Archiv der Naturgeschichte
	Archiv der Kulturgeschichte

Einheiten (Tabelle 2), es resultiert eine Bewertung in einer ordinalen Skala (2 = schlechte Bewertung bis 5 = beste Bewertung).

Für das Fallstudiengebiet Lyss lagen rund 2'400 Bodenprofile aus früheren Kartierungsprojekten der damaligen FAL/FAP vor (GROB et al. 2015). Diese wurden mehrheitlich Ende der 70iger Jahre durchgeführt. In Nussbaum et al. (unpubliziert) wird aufgezeigt wie mittels Methoden der digitalen Bodenkartierung (Digital Soil Mapping) in verschiedenen Tiefenstufen gemessene Bodeneigen-

schaften in die Fläche extrapoliert wurden. Anhand dieser Karten der Bodeneigenschaften wurden die nutzbare Feldkapazität und die hydraulisch gesättigte Wasserleitfähigkeit anhand der Pedotransferfunktionen der deutschen Bodenkartieranleitung (KA5) hergeleitet. Die Bewertung erfolgte für Profile bis in 1 m Bodentiefe, bzw. für Profile mit pseudogleyigen, gleyigen oder grundnassen hydromorphen Eigenschaften bis zum obersten Bodenhorizont mit ausgeprägteren Vernässungsmerkmalen (Horizontsymbol gg oder r).

Tabelle 2: Ordinale Bewertung der Regulierungsfunktion Wasserhaushalt nach Bayern (2003) (2: gering, 3: mittel, 4: gut; 5: sehr gut). Klasse 1 (sehr geringe Funktionserfüllung) wird erreicht, wenn bestimmte Abschlagskriterien zum Zug kommen, z.B. betreffend Hangneigungen und Vernässungsmerkmale.

		Wasserspeichervermögen [mm]				
		<50	50 ≤ - <90	90 ≤ - <140	140 ≤ - <200	≥200
Wasserleitfähigkeit [cm/d]	≤7	2	2	2	2.5	3
	7 < - ≤15	2	2.5	3	3	4.5
	15 < - ≤30	2	3	3.5	4.5	5
	>30	2	3	4	5	5

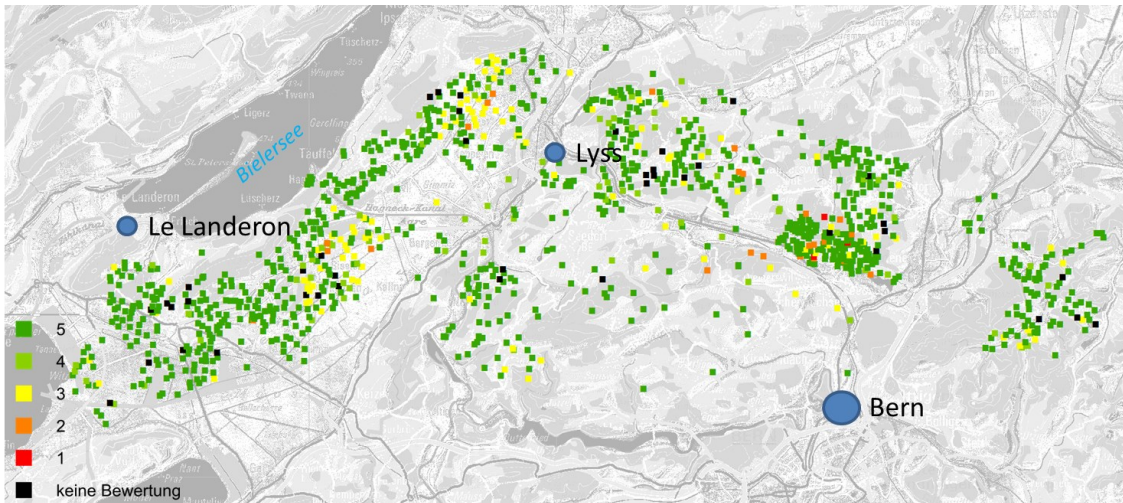


Abbildung 2: Bewertung der Bodenteilfunktion Wasserhaushalt nach der Methode Bayern (2003) für Bodenprofile im Gebiet Lyss, Kanton Bern. .

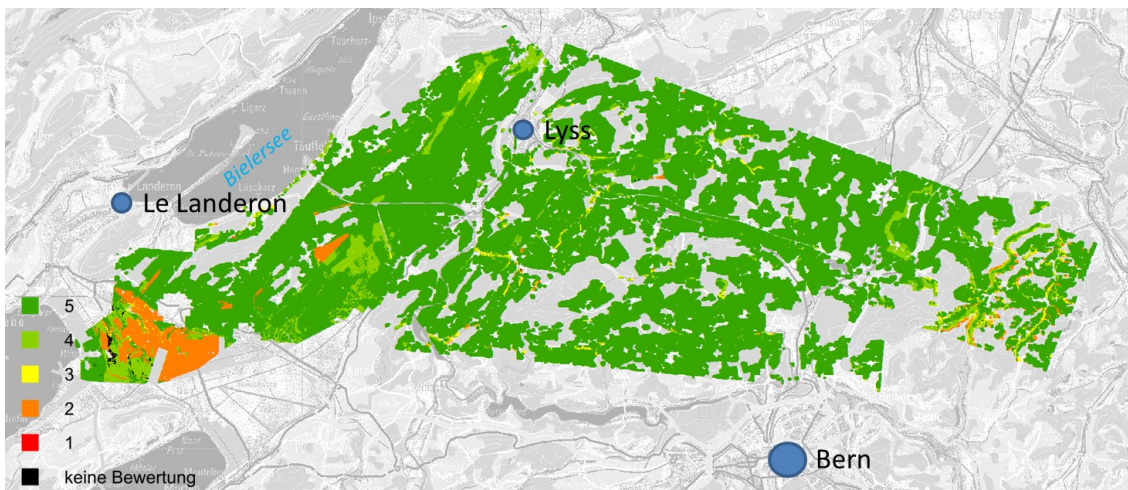


Abbildung 3: Bewertung der Bodenteilfunktion Wasserhaushalt nach der Methode Bayern (2003) auf Basis der Bodeneigenschaftskarten von Nussbaum et al. (unpubliziert) in der Region Lyss (Auflösung 20 x 20 m, ca. 500.000 Rasterpunkte)

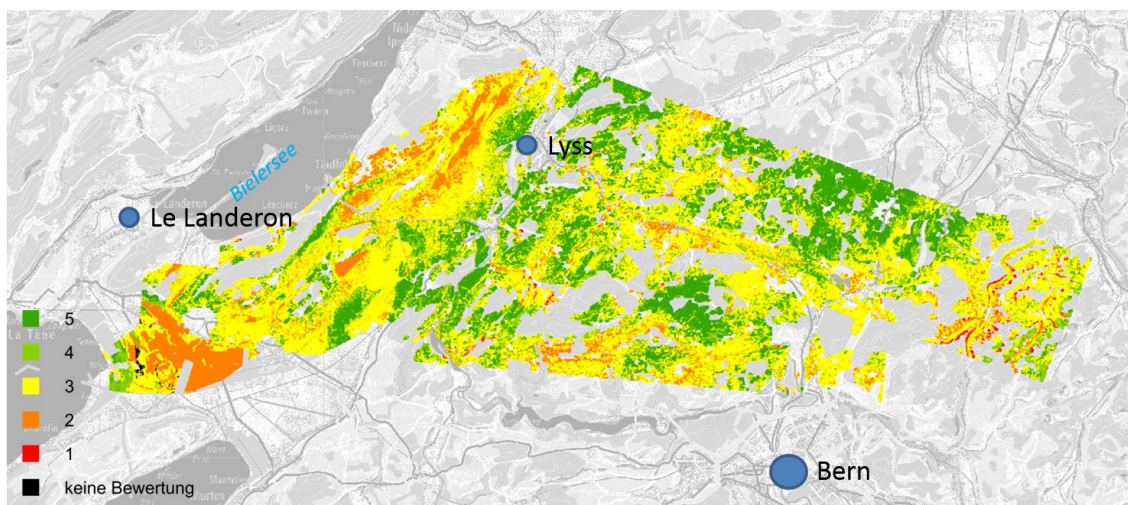


Abbildung 4: Bewertung der Bodenteilfunktion Wasserhaushalt nach der Methode Bayern (2003) auf Basis der Bodeneigenschaftskarten von Nussbaum et al. (unpubliziert) in der Region Lyss. Die Bewertungstabelle (Tabelle 2) zu den beiden Kriterien Wasserspeichervermögen und Wasserleitfähigkeit wurden entsprechend der Bandbreiten der Werte im Gebiet Lyss angepasst: kf-Bereiche: 0-30,30-50,50-70,>70cm/d. WSV-Bereiche: 0-100,100-200,200-300,>350mm (Auflösung 20 x 20 m, ca. 500.000 Rasterpunkte)

Mit der ursprünglichen Bewertung nach BAYERN (2003) weisen von den rund 2300 Profilen die Mehrheit eine gute bis sehr gute Wasserretention auf (87% in Klasse 4 oder 5), und nur relativ wenige eine mittlere (12% Klasse 2 oder 3), oder sehr schlechte (unter 1% Klasse 1) (Abbildung 2). Dieser Befund steht im Einklang mit den in diesem Gebiet häufig vorkommenden tiefgründigen Braunerden und Parabraunerden. Die Bewertung der Bodenteilfunktion Wasserhaushalt auf Basis der Bodeneigenschaftskarten zeigt ein räumlich wenig differenziertes Muster, wenn die Kennwerte wie in Tabelle 2 klassifiziert werden (Abbildung 3). Die Bewertung zeigt fast flächenhaft eine gute bis sehr gute Bewertung. Räumlich differenzierter kann die Bewertung erfolgen, wenn die Klassifizierung der Wasserleitfähigkeit und des Wasserspeichervermögens sich an der Bandbreite der in der Region vorkommenden Böden orientiert (Abbildung 4). Für Abbildung 4 wurde also die Bewertungstabelle nach BAYERN 2003 (Tabelle 2) verändert. Dieses Beispiel soll veranschaulichen, dass die Klassifizierung bestimmter Grössen zwecks Bewertung je nach Bezugsrahmen unterschiedlich gewählt werden kann und für das Resultat entscheidend ist.

4. Beispiel Plausibilisierung Bewertungsergebnisse

Für die weitere Interpretation der angewendeten Bewertungsmethode ist eine Gegenüberstellung der Bewertungsergebnisse der Bodenfunktion nach deutscher Methode mit wichtigen Kennwerten der Schweizer Bodenklassifikation zielführend. Dies erlaubt zum einen die Kennwerte der Schweizer Bodenklassifikation in Relation zu einer Bewertung der Böden zu setzen. Erhält ein bestimmter Bodentyp eine bestimmte Bewertung bei der Bodenfunktionsbewertung, können sich BodenkundlerInnen einschätzen, wie die Bewertung einzuordnen ist. Allenfalls kann man nach einem solchen Vergleich Anpassungen der ordinalen Skala nach typischen Werten für Schweizer Böden vorzunehmen. In einem ersten Schritt haben wir die Resultate aus den Bodenfunktionsbewertungen für Profile aus den Kantonen Bern und Zürich, sowie für Profile der WSL mit dem Bodentyp und der Wasserhaushaltsgruppe (WHG) verglichen. Aus diesem Vergleich können einfache Regeln für die Bodenfunktionsbewertung erstellt werden, z.B. in der Art: „tiefgründige Braunerden und Parabraunerden oder Böden der WHG a bis d nach Schweizer Klassifikation, weisen einen hohen oder sehr hohen Erfüllungsgrad der Wasserretention auf (Klasse 4,5)“. Für die Herleitung allgemeiner gültiger Regeln müssen solche Zusammenhänge zukünftig aber für unterschiedliche Bodenregionen in der Schweiz geprüft werden. Ein weiterer Vergleich wurde mit der Bewertung der Produktionsfunktion nach der Methode des Müncheberger Soil Quality Ratings (MSQR,

MUELLER et al. 2007) durchgeführt. Mit dem MSQR wird die Eignung eines Bodens für die Ackernutzung und Graslandnutzung bewertet. Abbildungen 4 und 5 zeigen den Vergleich zwischen der Bewertung nach der MSQR Methode und dem Bodentyp und der WHG nach Schweizer Klassifikation. Während die verschiedenen Braunerden in der Regel immer über 23 MSQR Punkte liegen, weisen vernässte Böden wie Fahlgley (G), Buntgley (W) und Braunerde-Gley (V) nach dem Müncheberger Soil Quality Rating zumeist weniger als 20 MSQR Punkte auf. Die Regosole (O) und die Halbmoore (N) bilden je nach Gründigkeit eine Zwischengruppe. Bei dem Vergleich der MSQR Bewertung mit der WHG kommt deutlich die Abstufung der Gründigkeitsklassen innerhalb der Gruppen für Vernässungsart und –grad zum Ausdruck (Abbildung 5). Solche Vergleiche können dazu dienen, für eine möglichst grosse Stichprobe an Bodenprofilen und für möglichst viele unterschiedliche Böden in der Schweiz, die zu erwartende Bewertung der Produktionsfunktion nach dem MSQR direkt aus der Schweizer Bodenklassifikation abzuleiten.

Insgesamt dienen die Vergleiche der internationalen Bewertungsmethoden mit Kennwerten der Schweizer Bodenklassifikation zur Plausibilisierung der Bewertungsergebnisse. Umgekehrt können die Kennwerte anhand solcher Vergleiche in einen breiteren Kontext gestellt werden. Wie oben bereits erwähnt, sind zu diesem Zweck diese Vergleiche auf eine wesentlich breitere Datenbasis abzustützen.

5. Fazit und Ausblick

Böden haben an verschiedenen Standorten unterschiedliche Eigenschaften und damit ein unterschiedliches Leistungsvermögen im Hinblick auf die Erfüllung von Bodenfunktionen. Statische Bewertungsmethoden für Bodenfunktionen und deren Ergebnisse, sind geeignet, solche Unterschiede im Leistungsvermögen der Böden für Raumplanungsentscheide darzustellen. International haben sich Bewertungsmethoden für Bodenfunktionen in der Praxis etabliert.

Die Anwendung internationaler Methoden auf Bodendaten nach Schweizer Bodenklassifikation ist machbar, benötigt je nach Bewertungsmethode aber eine Übersetzung der Regeln. Am gezeigten Beispiel der Wasserretention musste bestimmt werden, welche hydromorphen Merkmale und welche Untertypen der Schweizer Klassifikation die Bewertung beeinflussten. Für andere internationale Bewertungsmethoden sind ebenfalls solche Übersetzungs- bzw. Interpretationsregeln zu erstellen.

Zudem kann es sinnvoll sein, die die Bewertungsskala, welche für Böden im Ausland entwickelt wurde, je nach Fragestellung für Schweizer Verhältnisse anzupassen. Wünschenswert wären gut begründete und dokumentierte Bewertungsskalen

für alle bewerteten Bodenfunktionen mit einem einheitlichen Schweizer Bezugssystem. Eine Plausibilisierung der Bewertungsmethode ist ein wichtiger Schritt, um die Bewertungen im bodenkundlichen Kontext besser interpretieren zu können. Wie am Beispiel des Müncheberger Soil Quality Ratings veranschaulicht, zeigen Vergleiche von Kenngrößen der Schweizer Bodenklassifikation mit Resultaten aus der Bodenfunktionsbe-

wertung interessante Zusammenhänge auf. Für eine breitere Abstützung solcher Zusammenhänge sind Bodenbewertungen und Vergleiche für grössere Stichproben und unterschiedliche Bodenregionen in der Schweiz durchzuführen. Im Rahmen des NFP 68 Projekts PMSoil konnten wir für ausgewählte Fallstudienregionen hierzu erste positive Erkenntnisse erarbeiten.

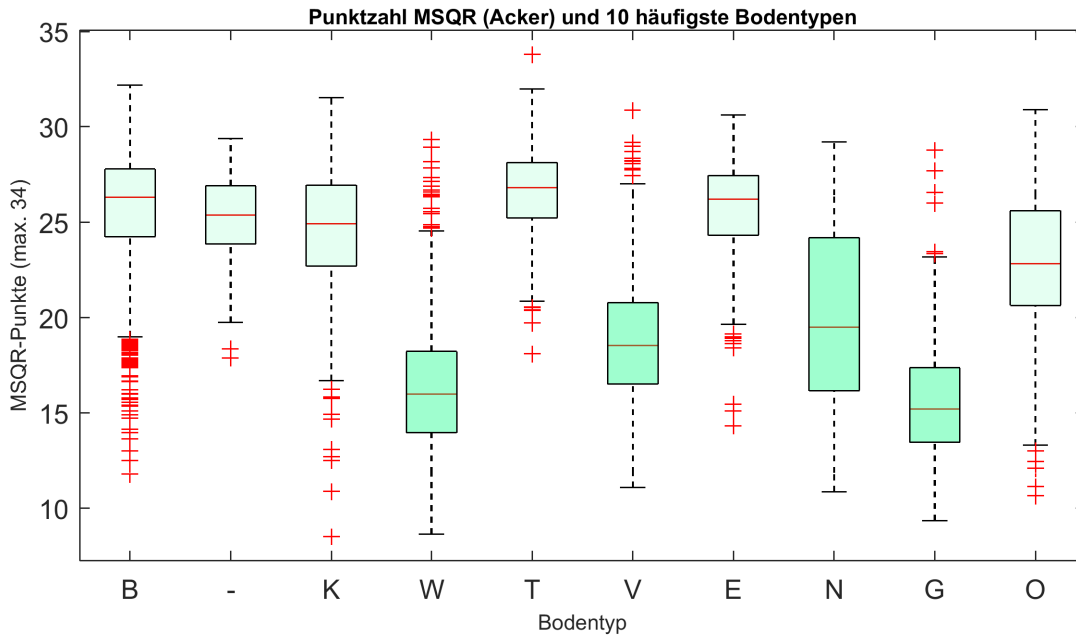


Abbildung 5: Boxplot der MSQR Punkte (Bewertung der Produktionsfunktion nach Müncheberg Soil Quality Rating) für die zehn häufigsten Bodentypen der Schweiz (rund 6'800 Bodenprofile Bern, Zürich und landesweit Waldstandorte WSL, B: Braunerde, K: Kalkbraunerde, W: Buntgley, T: Parabraunerde, V: Braunerde-Gley, E: saure Braunerde, N: Halbmoor, G: Fahlgley, O: Regosol).

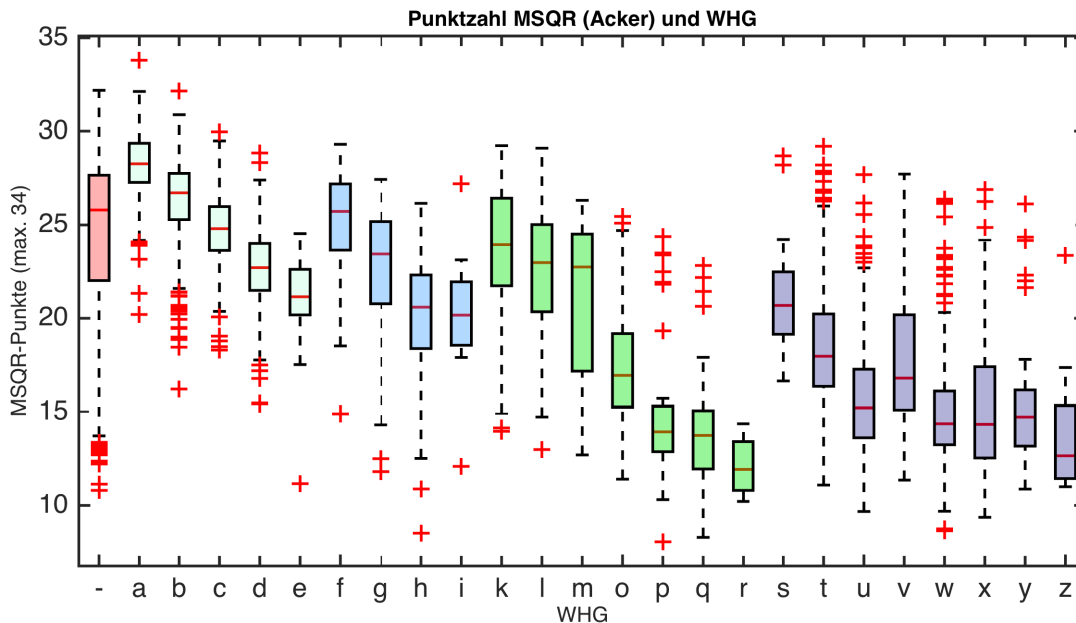


Abbildung 6: Boxplot der MSQR Punkte (Bewertung der Produktionsfunktion nach Müncheberg Soil Quality Rating) für die Wasserhaushaltsgruppen der Schweizerischen Bodenklassifikation (WHG, a: sehr tiefgründig, normaldurchlässig - z: sehr flachgründig, dauernd vernässt; rot: keine WHG-Angabe, hellblau: a-e normaldurchlässig, abnehmende Gründigkeit; blau: f-i, stauwasserbeeinflusst, abnehmende Gründigkeit; grün: k-r, grund- oder hangwasserbeeinflusst oder stauwassergeprägt, tendenziell abnehmende Gründigkeit; violett: s-z grund- oder hangwassergeprägt, tendenziell abnehmende Gründigkeit).

Danksagung

Die hier vorgestellten Arbeiten wären nicht möglich gewesen ohne die Mitarbeit von Peter Schwab, Stephan Zimmermann, Madlene Nussbaum, Andreas Papritz, Urs Grob, Leta Klausner, Raniero Della Perruta und Julia Franzen.

Referenzen

- AD-HOC AG BODEN, 2007: Methodenkatalog zur Bewertung natürlicher Bodenfunktionen, der Archivfunktion des Bodens, der Nutzungsfunktion "Rohstofflagerstätte" nach BBodSchG sowie der Empfindlichkeit des Bodens gegenüber Erosion und Verdichtung. Ad-hoc-AG Boden des Bund/Länder-Ausschusses Bodenforschung (BLA-GEO). 2. Auflage. 80 S.
- BAFU, 2011: Integrale Bodenpolitik: Boden brauchen wir alle. Bodenwelten. Umwelt, 4/2011. 4-7.
- BAYERN 2003: Das Schutzgut Boden in der Planung. Bewertung natürlicher Bodenfunktionen und Umsetzung in Planungs- und Genehmigungsverfahren. Bayerisches Geologisches Landesamt und Bayerisches Landesamt für Umweltschutz. 40-42.
- DOMINATI, E., MACKAY A., S. GREEN and M. PATTERSON 2014: A soil change-based methodology for the quantification and valuation of ecosystem services from agroecosystems: A case study of pastoral agriculture in New Zealand. Ecological Economics, 100. 119-129.
- EU 2006: Thematic Strategy for Soil Protection (COM 2006, 231 final).
- GREINER, L., KELLER, A., A. PAPRITZ und S. ZIMMERMANN 2014: Den Wert des Bodens bei der Raumplanung berücksichtigen: Das Instrument der Bodenfunktionsbewertung. BGS-Bulletin, 35. 23-28.
- GROB, U., RUEF A., ZIHLMANN, U., L. KLAUSNER und A. KELLER 2015. Agroscope-Bodendatenarchiv: Bodendaten aus Bodenkartierungen 1953-1996. Agroscope Science. 14, 2015, 1-52
- MCBRATNEY, A., DAMIEN J. FIELD and A.KOCH 2014: The dimensions of soil security. Geoderma, 213. 203-213.
- NUSSBAUM, M., PAPRITZ, A., FRÄFEL, M., GROB U. und weitere, unpubliziert: Bodeneigenschaftskarten für drei Studiengebiete in der Schweiz (Region Greifensee, Wald Kanton Zürich, Region Lyss).
- MUELLER, L., SCHINDLER, U., BEHRENDT, A., F.EULENSTEIN and R. DANNOWSKI 2007: The Muenchenberg Soil Quality Rating (SQR). Field manual for detecting and assessing properties and cimitations of soils for cropping and grazing. Leibniz-Zentrum für Agrarlandwirtschaftsforschung (ZALF).

MÜLLER U. und A. WALDECK 2011: Auswertungsmethoden im Bodenschutz. Dokumentation zur Methodenbank des Niedersächsischen Bodeninformationssystems (NIBIS). Landesamt für Bergbau, Energie und Geologie, Hannover. 418 S.

USDA 2015: Soil health. United States Department of Agriculture. <http://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/main/soils/health/>, 1.3.2016.

The challenge of soil erosion management in Switzerland: a socio-anthropological analysis of public policy construction and implementation

Nicolas Derungs^{a,b} and Ellen Hertz^a

^a Anthropology Institute, University of Neuchâtel, Saint-Nicolas 4, CH-2000 Neuchâtel, Switzerland

^b Laboratory of Soil Biology, Biology Institute, University of Neuchâtel, Rue Emile-Argand 11, CH-2000, Switzerland

Résumé

En 2014, le « Rapport agricole » annonce que la fertilité des sols agricoles suisses est compromise à long terme, et que l'une des causes principales est l'érosion hydrique. Le problème de l'érosion des sols n'est pourtant pas récent. Il est étudié depuis plus de cinquante ans et intégré dans des politiques agro-environnementales depuis plus de vingt ans. Or, malgré des améliorations notables, les experts s'accordent à dire que le problème persiste. Ce constat préoccupant laisse à penser que les instruments de mise en œuvre ne parviennent pas à induire les changements désirés dans le rapport société-sol, et que la gestion de cette ressource doit encore être améliorée.

Cette recherche socio-anthropologique vise à enrichir le débat concernant le problème de l'érosion des sols agricoles en particulier, et de la gestion de leur fertilité en général. Elle a pour objectif de proposer de nouvelles approches méthodologiques pour les preneurs de décisions. Trois résultats préliminaires sont présentés dans cet article : (1) La gestion de l'érosion des sols souffre d'une grande complexité: des connaissances scientifiques font défaut, les compétences et les responsabilités sont divisées, et l'expertise sur le terrain requiert du temps, de l'argent et un personnel qualifié. (2) Les politiques publiques contre l'érosion des sols doivent être perçues comme le résultat de négociations et de compromis plutôt que comme de pures solutions d'experts. (3) Les instruments de mise en œuvre, tels que les programmes de lutte contre l'érosion, engendrent des effets non désirés qui réduisent leur efficacité.

Ces premiers résultats visent à démontrer que l'érosion des sols est aussi bien un problème social qu'environnemental. Ils illustrent comment, face au caractère multidimensionnel (écologique, agronomique, économique, politique et social) de l'érosion, la recherche scientifique est amenée à considérer certains aspects du problème (i.e. dégâts on-site), à en délaissier d'autres (i.e. coûts économiques des dégâts off-site) et à négliger une compréhension globale des enjeux (i.e. la recherche en sciences sociales). Ils révèlent ensuite comment le processus de construction des politiques mène à des solutions satisfaisantes plutôt qu'optimales. Finalement, ils montrent que

les instruments de mise en œuvre devraient davantage être perçus comme le problème à anticiper et à résoudre que comme les porteurs d'une solution à appliquer.

Mots clés : érosion des sols, fertilité des sols, politique agro-environnementale, mise en œuvre, gestion durable des sols

Abstract

Switzerland's 2014 "Agricultural Report" asserts that the fertility of Swiss agricultural lands is compromised in the long term, and that one of the major causes is water erosion. Yet, the problem of soil erosion is not recent. It has been studied for more than fifty years and included in agro-environmental policy-making for more than twenty years. However, despite significant improvements, experts agree that the problem persists. This worrying result suggests that agri-environmental instruments fail to induce the desired changes in society-soil interactions, and that the management of soil resources must still be improved.

This socio-anthropological research project aims at enriching the debate on the problem of water erosion of arable lands in particular, and of arable soil fertility in general, with the goal to propose new methodological approaches for decision-makers. Three preliminary results are presented in this paper. (1) The management of soil erosion suffers from a high degree of complexity: scientific blind spots remain, organizational responsibilities are fragmented, and expertise in the field requires trained personnel, time and money. (2) Public policies around soil erosion are best understood as the result of negotiation and compromise, rather than of optimal expert determination. (3) Implementation instruments such as erosion control schemes generate undesired consequences that reduce their effectiveness.

These preliminary results demonstrate that soil erosion is both a social and an environmental problem. Moreover, they illustrate how, faced with the multifaceted nature of soil erosion (ecological, agronomical, economic, political and social), sci-

entific research is inclined to focus on some aspects of the problem (i.e. on-site damage), overlook other aspects (i.e. economic costs of off-site damage), and neglect a comprehensive understanding of the issues (i.e. social science research). They also reveal why the process of policy construction leads to suboptimal solutions. Finally, they suggest that the formulation of effective

implementation instruments should be understood as a challenge to be anticipated, studied and solved, and not as a purely technical matter.

Keywords: soil erosion, soil fertility, agri-environmental policy, implementation, sustainable soil management

1. Introduction

According to the Routledge Handbook of Hazards and Disaster Risk Reduction, soil erosion is a major environmental hazard with potentially disastrous implications worldwide (WISNER, GAILLARD and KELMAN 2012). In Europe, experts agree that water erosion is one of the principal threats to land use (HELMING, RUBIO and BOARDMAN 2006), and in Switzerland, research demonstrates that since the 1960s water erosion of agricultural lands has worsened. This is due to increases in the exploitation of sloping terrain, of the surface area devoted to corn crops and of the size of individual fields. The gradual degradation of soil structure caused by the mineralization of organic matter and the increased use of mechanization further exacerbates this trend (MOSIMANN et al. 1991). The Swiss map of erosion risk, which uses a USLE/RUSLE-based model approach, estimates that 45% of Switzerland's agricultural surface is characterized by low, 12% by moderate and 43% by high potential erosion risk (PRASUHN et al. 2013).

In order to respond to this situation, beginning in the 1980s Swiss authorities gradually established a comprehensive legal, regulatory and administrative framework to prevent and mitigate soil erosion of arable lands, and more generally, to preserve long term soil fertility. In parallel, a significant number of instruments for the implementation of these policies have been developed by federal and cantonal authorities. Yet, despite decades of scientific research and policy implementation, cantonal and federal experts agree that erosion continues to be one of Switzerland's major agri-environmental problems (OFAG 2012; OFEV and OFAG 2008), and that arable soil fertility is compromised in the long term (OFAG 2014a). While public policies concerning soil erosion are based on solid ecological and agronomical knowledge (MOSIMANN et al. 1991; WEISSHEIDINGER and LESER 2006), it has become clear that agri-environmental instruments fail to induce the desired changes in society-soil interactions. These worrying results suggest that something is missing in the management of soil resources, and that additional efforts are called for.

This socio-anthropological research project aims at enriching the debate on the problem of water erosion of arable lands (hereinafter "soil erosion")

in particular, and of arable soil fertility in general, with the goal to propose new conceptual tools and methodological approaches for decision-makers. Issues surrounding soil erosion management not only pose ecological and agronomic problems, they also raise pressing economic and political questions. Our opinion is that these issues must be addressed together, in a single interdisciplinary research design, in order to gain new perspectives on the problem and its solutions.

In this paper, we present a study we are conducting in the cantons of Fribourg, Neuchâtel, Vaud and Bern. Our research design includes three main aspects: **(1)** Analysis of the soil erosion problem in its complexity: its causes, impact/costs, and stakes. **(2)** Analysis of how public policies concerning soil erosion and qualitative soil protection have emerged and been consolidated over the last sixty years. **(3)** Analysis of the effectiveness of agri-environmental policy, with a careful look at the instruments used to implement it.

In this article, we outline some preliminary results of each of these aspects of our research, based on our review of the literature as well as on a first set of interviews and field observations.

2. Methodology

Our methodology is that of ethnographic inquiry (BEAUD and WEBER 2003; BECKER 2002). Unlike the hypothetico-deductive reasoning and quantitative data analysis central to much of the so-called "hard" sciences, the ethnographic approach relies on iterative and inductive reasoning, and on qualitative data analysis (OLIVIER DE SARDAN 2004).

In this research, we mobilize two broad sets of methods. First, through document analysis, we review the current scientific literature (in ecology/pedology, agronomy, geography, sociology, anthropology and political science), the official position papers (FAO, OCDE, European Union, Swiss Confederation, cantons, Agridea etc.), the federal and cantonal legal frameworks and instruments of implementation, and the media (newspapers, magazines, press release, popular science writings, etc.).

Secondly, we conduct on-site observation and interviews (fieldwork) in order to document and interpret the perceptions and practices of actors interacting around the problem of soil erosion. We

will conduct about thirty non-directive interviews with farmers, field advisers, scientists and public officers at the federal, cantonal and municipality levels, and will take part in approximately twenty administrative meetings and information and training sessions. We have chosen the cantons of Fribourg, Neuchâtel and Vaud as our principal foci, as there are important differences between the situations and policy orientations in these three cantons that will provide us with useful comparative perspective.

We ask the following main questions: for whom, why, where and how is soil erosion considered problematic? What are the limits of scientific expertise in this area? How do actors involved in the problem of soil erosion interpret and use relevant policy instruments and with what effects?

3. Preliminary results

(1) The management of soil erosion suffers from a high degree of complexity: scientific blind spots remain, organizational responsibilities are fragmented, and expertise in the field requires trained personnel, time and money.

Water erosion is a natural phenomenon, magnified by human activities such as farming (BOARDMAN and POESEN 2006). Risk of water erosion depends both on natural (e.g. rainfall regime, natural properties of soil), human (e.g. land use practices, size and spatial layout of plots) and hybrid factors (e.g. agricultural soil properties, hydraulic characteristics of the slope), that all vary in space and time (MOSIMANN et al. 1991). Impact

of water erosion is conventionally divided into on-site damage – which includes soil degradation, declining soil fertility, decline in crop yields, desertification, loss in carbon storage (with effects on climate change), reduced infiltration and water storage capacities – and off-site damage – including eutrophication of water courses and lakes, destruction of wildlife habitats, siltation of dams, reservoirs, rivers and infrastructure, and property damage by muddy floods (BAKKER et al. 2007; HELMING, RUBIO and BOARDMAN 2006; LAL 2004). In sum, water erosion of arable lands is a multidimensional phenomenon whose risks and damage are difficult to evaluate and to map (BOARDMAN 2006; PRASUHN et al. 2013). Its causes are numerous, extending beyond agricultural practices to decisions about zoning, land improvement programs and territorial development. Its direct and indirect costs are difficult to calculate. Furthermore, it involves important and divergent stakes: ecological and agronomical of course, but also economic, political and social.

Studies in the social sciences demonstrate that the complexity of environmental problems makes decision- and policy-making particularly difficult. Public authorities must act on incomplete knowledge, arbitrate between divergent and sometimes incommensurable value systems, and accommodate specific forms of expertise and the working cultures of a variety of administrative sectors. As a result, public policies are often incomplete, fail to set clear objectives and leave a wide margin for interpretation (LASCOURMES 2012).

Our preliminary results corroborate these observa-

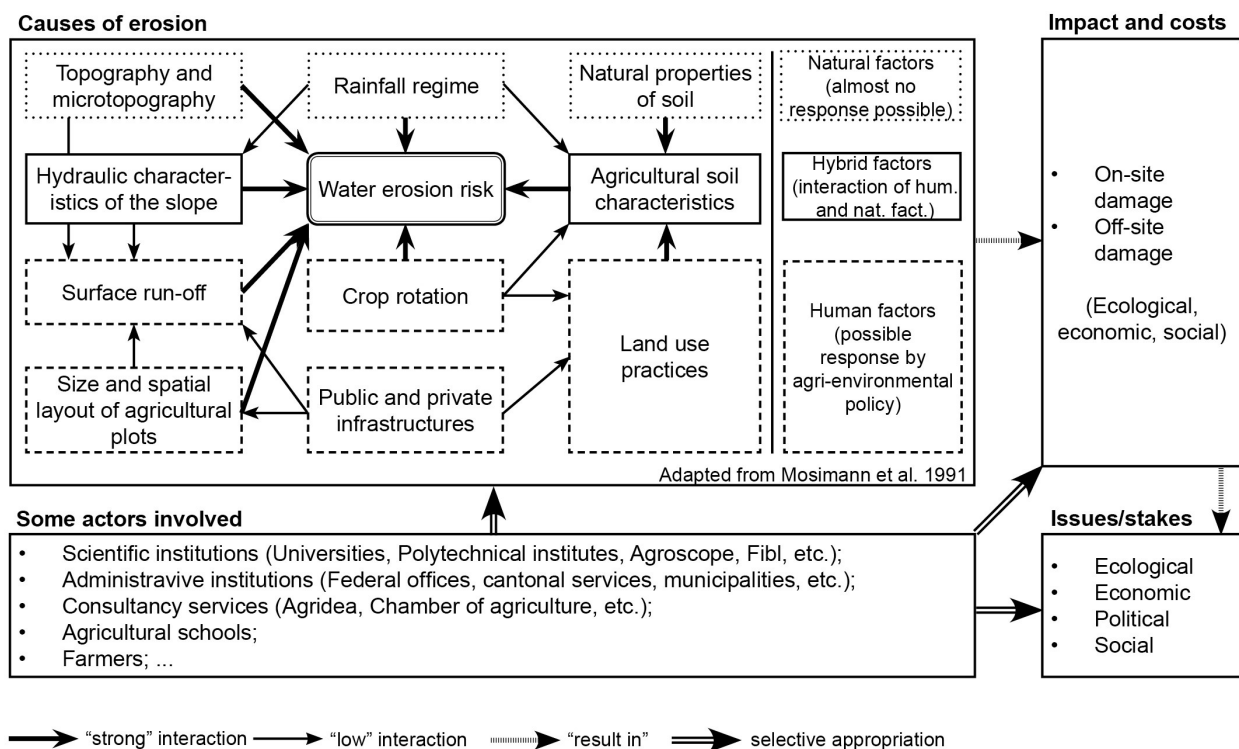


Figure 1. Water erosion of arable lands, a complex multidimensional phenomenon

tions, although additional analysis is called for. First, we observe that the complexity of soil erosion leads to serious methodological problems. Indeed, some European soil experts note that “comprehensive understanding of soil erosion is still very difficult” (HELMING, RUBIO and BOARDMAN 2006). While this failure can be explained by the large variety of questions that erosion raises, we believe a further factor can be identified: the over-reliance on studies based on “hard” science research design and methodologies. The last forty years of research about soil erosion in Switzerland has been carried out by soil scientists who mainly focus on ecological and agronomic questions, and specifically on the on-site effects of erosion. This process of selective appropriation – focusing on some aspects of the problem while ignoring or minimizing others – is an understandable reaction in the face of complexity. However, it has led to the emergence of blind spots. On the one hand, ecological and agronomic knowledge gaps and controversies remain (BOARDMAN 2006); on the other hand, social science-based studies of the economic, social and political aspects of soil erosion are scarce. For example, the temporal and spatial variations of soil erosion, as well as its off-site impact, causes and costs, remain understudied in Switzerland (LEDERMANN et al. 2010). Indeed, the only social science research on questions of soil erosion in Switzerland focused on the adoption of no-till practices by farmers (SCHNEIDER et al. 2012; SCHNEIDER et al. 2010; SCHNEIDER et al. 2009). In sum, no study has attempted to encompass, in a single research design, soil erosion in all of its complexity in order better to analyze the effectiveness of Swiss public policies in this area.

Secondly, the multidimensional characteristics of soil erosion (agronomic, environmental, territorial) make administrative management difficult. Public attempts to manage soil erosion and qualitative soil protection require coordinating the actions of a number of legal and administrative jurisdictions, such as federal offices, their departments and sections, cantonal services, chambers of agriculture, etc. Each of these institutions has its own history, experts and strategies, and each of them has to deal with conflicting issues. Consequently, erosion management is exposed to the organizational division of expertise and responsibility, as well as to a varying political context.

Thirdly, expertise in the field requires trained personnel, time and money, as each case of erosion seems to be different, calling for individualized solutions involving different group of actors (farmers and their neighbors, field advisers, municipalities, cantons, etc.). Trying to understand the problem in its totality on the basis of a single farm plot or even a single farm is often an inadequate research strategy (LEDERMANN et al. 2010). Thus, defining the causes of damage, and identifying the potential actors or organizations in

a position to respond to these causes, takes a form of comprehensive expertise that few are in a position to provide.

(2) *Public policies around soil erosion are best understood as the result of negotiation and compromise, rather than of optimal expert determination.*

Decades of research on public policy in the social sciences demonstrate that developing a policy involves more than solving problems; it first involves “building” problems – identifying them, characterizing them and interpreting them (ANDERSON 1988). As case studies have shown, for any given problem, some dimensions and issues will be inevitably overlooked, ignored or eliminated, while others will be selected, highlighted and reformulated. According to LASCOUMES and LE GALES (2012): “The construction of a public problem can be defined as a process in which a group of private and public actors interact in order to impose their representations and interpretations of an issue, and to guide its management and the actions to be taken” (our translation). In other words, building a public problem means naming and framing it, assigning blame or responsibility and finally claiming its place on the political agenda (FELSTINER, ABEL and SARAT 1980). This last step includes making alliances (lobbying) in a search for political support, in order to arrive at the final stage, which is decision-making. In sum, social science studies of the construction of public policies demonstrate how decision- and policy-making are the result of collective action structured by power relations and requiring the constant adjustment of conflicting interests. Decision-making could be summed up as the quest for the best compromise.

Our preliminary results seem to corroborate these insights. Soil erosion and, more generally, soil fertility protection did not become a political issue subject to agro-environmental policies overnight. Their emergence and development are the result of the mobilization of public and private actors over decades. Building on scientific research on erosion in developing countries undertaken at the Swiss Polytechnic Institutes of Zürich (ETHZ) and Lausanne (EPFL), soil erosion in Switzerland was mentioned for the first time at the political level in 1973 when the Federal Council established the Leo Schürmann Committee in order to develop Switzerland’s first Environmental Act. Article eight specifies that erosion and compaction are both problems in Switzerland, that priority zones of high risk must be mapped, and that measures must be taken to prevent the problem. Over the course of the 80s and 90s, the legal bases for erosion management and qualitative soil protection were created and consolidated. This evolution was the result of a combination of several factors: the progress of scientific research, the effects of public and pri-

vate lobbying, the consequences of environmental disasters on public and political opinion (e.g. Bhopal in 1984, and Schweizerhalle in 1986), and finally, the political, economic and administrative impact of a number of international projects such as the 1991 doubling of the European pipeline that crosses Swiss territory.

Following a long decision- and policy-making process, the problem of soil erosion finally found its way into the Environmental Protection Act (USG/LPE) of 1983 and its Ordinance relating to Impacts on the Soil (VBBö/OSol, 1998), into the Agricultural Act (LwG/LAgr) of 1998 and its Ordinance on Direct Payments (DZV/OPD, 2013), and into the Water Protection Act (GSchG/LEaux) of 1991. By integrating soil erosion within the legal framework, the Swiss political-administrative authorities were forced both to discuss this phenomenon and to choose an explanatory model. In the language of political science, they were obliged to identify both the target groups and the beneficiaries of their policy propositions, including indirect victims and beneficiaries (KNOEPFEL et al. 2010).

The result of this process has given us the multi-faceted agro-environmental framework within which the problem of soil erosion is currently addressed. On the one hand, relevant environmental legislation (USG/LPE, VBBö/OSol) considers soil erosion as a problem of long-term soil fertility and points in general terms to all of the actors potentially responsible for erosion. It also prescribes the technical measures required to address these problems, and defines indicative values for meas-

uring success. Agricultural legislation (LwG/LAgr, DZV/OPD), on the other hand, considers soil erosion as a problem of sustainable use of natural resources and focuses specifically on agricultural practices aiming at preventing and mitigating erosion.

Just as important as how the problem was framed for action by certain administrative sectors is the fact that it was not problematized by others. Thus, neither the Spatial Planning Act (RPG/LAT), nor the Ordinance on Land Improvements (SVV/OAS) deals directly with soil erosion or qualitative soil protection (excepting SVV/OAS, art. 14, sec. C). Furthermore, the mapping of high-risk areas, as suggested by the Schürmann Commission in 1973, has still not been introduced into the legal framework. Another interesting fact is that, in comparison to the average soil formation in Switzerland (MOSIMANN et al. 1991; WEISSHAIDINGER and LESER 2006; ALEWELL et al. 2015), the indicative value for erosion should be of 0.5 t/ha/yr. The values of 2-4 t/ha/yr set out in the VBBö/OSol represent, in the eyes of several soil experts, the result of a compromise.

As these inconsistencies and regulatory gaps demonstrate, public policies around soil erosion can be understood as the result of negotiation and compromise, rather than of optimal expert determination. According to one expert: "We must always keep in mind that legislation gives a picture of the political, economic and social balance at any given time. And qualitative soil protection is no exception to the rule."

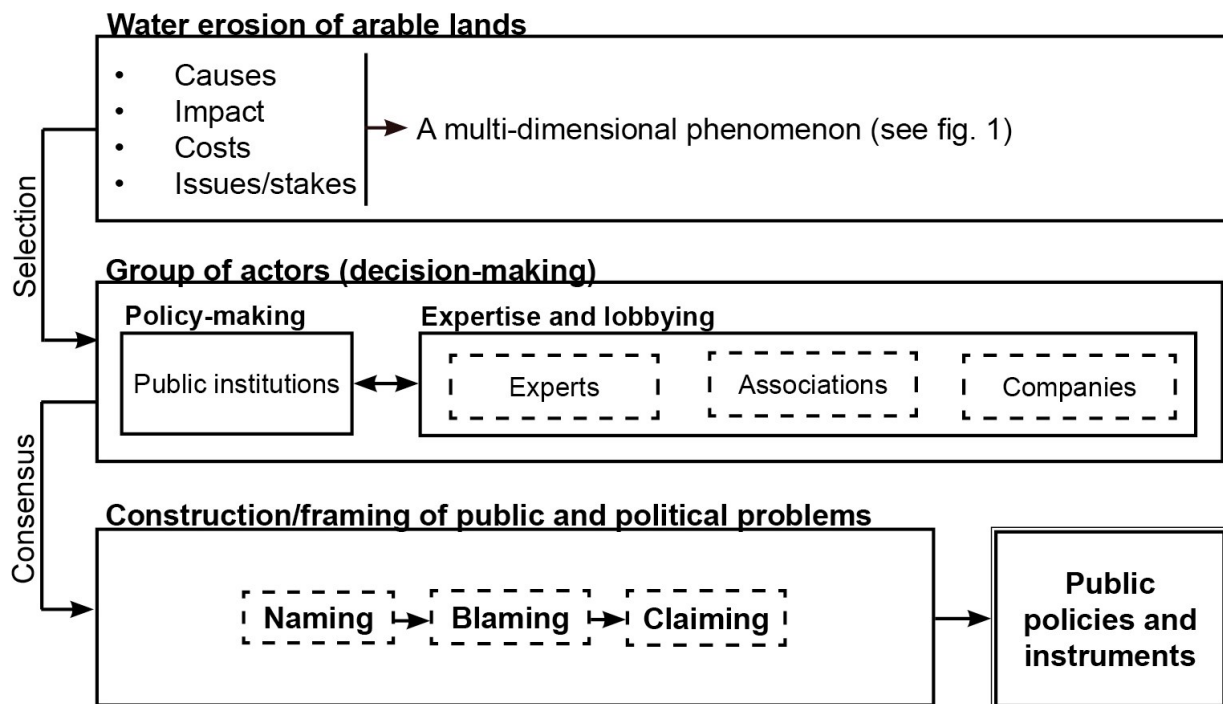


Figure 2. From a problematic situation to public policies

(3) Implementation instruments such as erosion control schemes generate undesired consequences that reduce their effectiveness.

Social scientific analyses amply demonstrate the fragile and uncertain capacity of public policy to solve problems (LASCOUMES and LE GALES 2012). There are a number of reasons for this. Firstly, public policies propose generic solutions, while the implementation process is confronted with the biogeographic, administrative and political characteristics of specific territories. Secondly, instruments are not “pure” or “neutral” technical tools. Rather, they reflect values and produce effects on social actors that can be quite different from what their designers expect or desire. More precisely, policy instruments induce a specific awareness of the phenomenon by ordering and ranking the stakes and considerations at hand. In so doing, they necessarily empower certain actors and penalize others, thereby create incentives for re-appropriation or inaction by the actors concerned (LASCOUMES and SIMARD 2011). In sum, social analysis of policy instruments shows how frequently they are unable to transform social practice because they are diverted from their original purpose toward unintended uses.

Our first observations demonstrate that the success of soil erosion management does not depend only on technical understanding of the problem and on the capacity to developing instruments to solve it. Effectiveness rests equally upon the economic, social and political dimensions of implementation.

In Switzerland, the guiding framework is legal and administrative, leading to the development of tools such as erosion control schemes, the cross-compliance system (OFAG 2014b), guidelines (OFEV and OFAG 2013) and a map of erosion risk (PRASUHN et al. 2013). Despite their importance, these tools represent the result of a long process of consensus-building through compromise.

The case of soil erosion control schemes in the cantons of Fribourg and Vaud perfectly illustrates these social, economic and political constraints on implementation. This instrument aims at mapping, preventing and mitigating soil erosion of arable lands on the basis of control and incentive strategies (SAGRI 2007). Although they are considered to be a coherent administrative solution by many experts, their effectiveness is generally viewed as limited: controls are not made assiduously by the farmers responsible for checking up on their peers, the identified cases are not systematically addressed by the different cantonal services, political support and administrative staff is lacking, etc. In the language of the social sciences, the actors refuse to be enrolled in the problem as framed. As a consequence, inertia and resistance obstruct the successful conduct of the scheme.

These unintended consequences may be explained by two factors. First, erosion control schemes are based on a strong vision of the ruling-ruled relationship. This leads to asymmetrical relations of power between the State (controller) and farmers (the people controlled) that can generate suspicion and conflict. Secondly, efficient

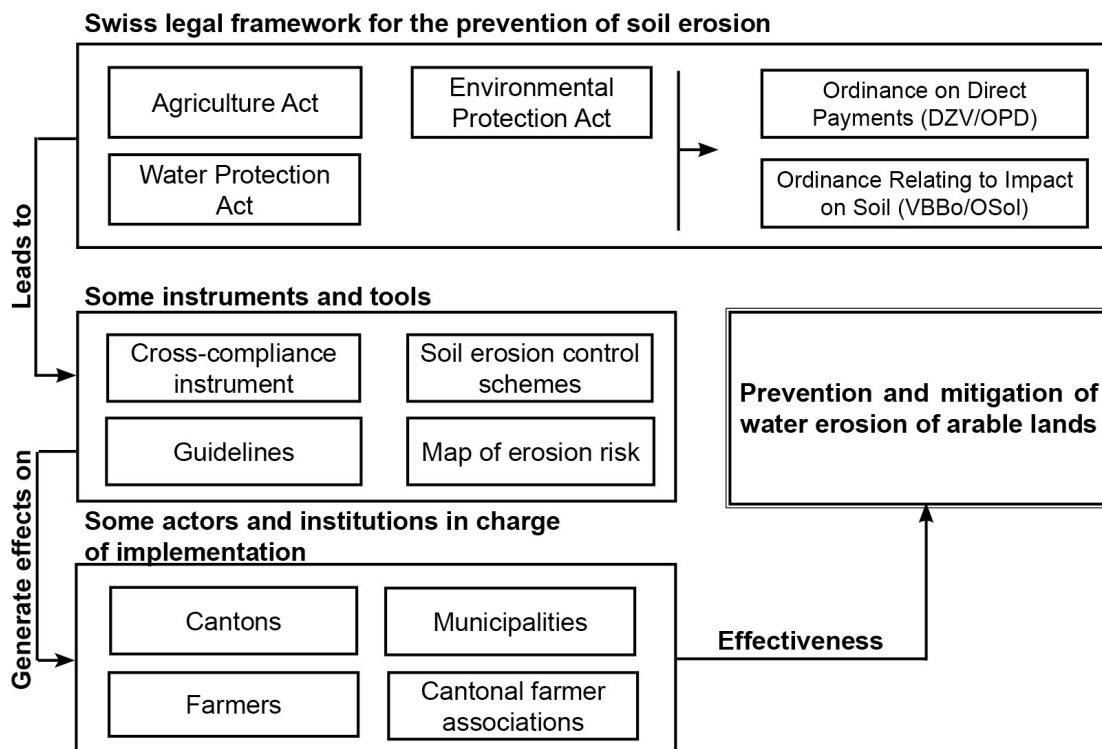


Figure 3. Effects and effectiveness of instruments and tools

erosion control schemes require strong political support. However, given the lobbies and stakes at hand, politicians and administrators tend to avoid the conflicts that can be generated by implementation.

4. Discussion

This ethnographic inquiry aims at painting a general picture of the way water erosion of arable land is experienced, studied and managed by key actors in Switzerland, with a focus on the cantons of Fribourg, Vaud, Neuchâtel and Bern. Unlike the soil science approach, the ethnographic approach does not lead to technical and quantitative solutions. However, we argue that it is the only approach able to encompass this complex problem in its totality (including its ecological, agronomic, economic, political and social aspects). In our discussion, we focus on three results of our study, as conducted thus far.

(1) Soil erosion is both a social and an environmental problem. More precisely, it is a complex socio-environmental problem closely but indirectly linked: to the evolution of agriculture and its public policies; to the evolution of farmers' life- and work-ways; and to policies in the area of territorial development and land improvement. Agricultural practices are the most direct causes of erosion but they are certainly not the only ones. Yet, scientific research on erosion has thus far not analyzed the interactions between these various forces. This selective appropriation is not without consequences, and raises the question of the limits of the ability of science (both "hard" and "soft") to take into consideration all the issues surrounding a given problem, thereby guiding public decision-making. Put more provocatively, perhaps, the fact that our study opens new ground in research on soil erosion in Switzerland is a part of the problem that we propose to study here.

(2) In parallel to the issue of scientific knowledge production, we highlight the need to understand current public policies on soil erosion as the result of consensus-building processes that have taken place over a long period of time and have involved different groups of actors. This observation leads us to consider public policies on soil erosion as satisfactory solutions rather than optimal ones, and to think about new ways to improve consensus-building. Our approach will address this challenge by integrating the experience of science studies (AKRICH, CALLON and LATOUR 2006; CALLON 1986; LATOUR 1991). One of the key insights of this literature is that grasping environmental problems in their complexity may generate more incertitude and insecurity. For instance, if Swiss soil fertility is compromised in the long term, will it be able to feed future generations? What is the role of insurance policies (i.e. Schweizer Hagel, liability insurance) with respect to the persons/organizations in charge of environmental

damage? Should fertile soil be understood as a public good?

According to some experts in socio-technical problems and public policies, part of the solution to this increased complexity lies in hybrid forums, where uncertainties can be subject to public debate (CALLON, LASCOUMES and BARTHE 2001). Hybrid forums are seen as spaces of democratic deliberation where all the actors concerned – experts, politicians and laypersons – can come together in order freely to discuss technical choices and their social, political, economical and ecological impact. In this context, controversies are not considered dysfunctional. Rather, they are seen as an opportunity to survey all the stakeholders, dimensions, questions and alternatives surrounding a problem, in order to improve its "framing", and to stabilize the issues and the roles of each party. Following this logic, we can ask what types of debate (public, political, expert) took/take place around the problem of soil erosion and soil fertility protection in Switzerland today? Did these issues become a public concern or did they remain an expert problem? How do stakeholders such as the population, farmers, associations, politicians, scientists, public institutions and the agri-food sector take part in these discussions? And what do these debates reveal about what is problematic, and about what are the real goals of present and future policies?

(3) This leads us to the question of the effectiveness of agro-environmental policies, and to the ways in which its instruments have been appropriated (or not), and their consequences. Although erosion control schemes are considered to be a success from the administrative point of view (all cantons have created them and identified the local actors responsible for overseeing them), their actual impact on reducing soil erosion remains limited. The good news is that from a social science perspective, this resistance and inertia can represent part of the solution. By analyzing the way actors such as public officers, field advisers and farmers appropriate the instruments at their disposal, we can understand perceptions and highlight conflict zones, uncertainties and controversies. In this regard, our observations show that, from the point of view of a majority of farmers we met, the problem of soil erosion is not primarily one of long-term soil fertility, as problematized by the environmental legal basis. This difference in perception illustrates the gap between farmers' and official views. Schemes and measures can be good in theory, but if they are not socially implementable, their impact remains limited. Following this observation, implementation instruments should be considered as a problem to be anticipated and solved, and not as the solution in and of themselves.

This project considers one issue – soil erosion – that poses challenges for farmers, public authorities and scientists. As such, it reveals the multiple

stakes involved in sustainable management of soil fertility. Three key questions remain open for decision-makers and we will tackle them during the remainder of the research period: (1) Without systematic monitoring of soil fertility (biological, chemical, physical) how can experts, politicians and citizens assess the urgency of the problem? (2) Do current indicators for agro-environmental monitoring reflect the actual state of soil fertility? (3) In a changing and uncertain world, what is the socio-environmental resilience of Swiss agriculture today?

5. Conclusion

Our goal in this research project is to play our part in solving the challenge posed by soil erosion of agricultural lands in Switzerland in particular, and by the sustainable management of soil fertility in general. By using the insights of social science, we propose new concepts and methods for decision-makers. We believe our approach can allow key actors concerned by this problem to “think outside the box”, helping to change perceptions, avoid pitfalls, and open up new avenues for exploration.

Our first conclusion is that the complexity of environmental problems such as soil erosion implies new fields of research and new types of management. Our second conclusion is that new democratic processes for resilient policy construction are needed. As a third conclusion, we point to the way in which implementation instruments should be considered as the problem to be anticipated and solved and not as solutions in and of themselves.

Though the urgency of soil erosion and soil fertility degradation is not yet quantified – and this gap should be filled – it is nonetheless clear that the ecological/agronomical, economic and social consequences of these problems may be disastrous in the long term. Swiss soil has never been under as much pressure as today, and its protection will require courageous political decisions. New modes of management are needed in order to preserve this vital resource, and to avoid costly off-site damage on human infrastructures and natural habitats. Our aim as we complete this project over the next two years is to pinpoint specific adjustments in overall soil management policy that will address these shortcomings in a politically realistic and socially sensitive manner.

Acknowledgments

We like to thank the Swiss National Funds for funding this research (project 152931), as well as Jean-Pierre Clément, Jérémie Forney, Alexandre Aebi, Edward Mitchell and the anonymous reviewer for their critical readings and insightful suggestions.

References

- AKRICH, M., M. CALLON, and B. LATOUR. (2006). *Sociologie de la traduction: textes fondateurs*: Presses de l'Ecole des Mines. 304 pp.
- ALEWELL, C., EGLI, M., MEUSBURGER, K., 2015 : An attempt to estimate tolerable soil erosion rates by matching soil formation with denudation in Alpine grasslands. *Journal of Soils and Sediments*, 15, 1383-1399.
- ANDERSON, C.W. (1988). "Political Judgment and Theory in Policy Analysis." in *Handbook of Political Theory and Policy Science*, edited by E. B. Portis and M. B. Levy (dir.). New York: Greenwood.
- BAKKER, M. MARTHA, G. GOVERS, R.A JONES, and M.D.A ROUNSVELL. 2007 : The effect of soil erosion on Europe's crop yields. *Ecosystems* 10(7), 1209-19
- BEAUD, S. and F. WEBER. (2003). *Guide de l'enquête de terrain: produire et analyser des données ethnographiques*: La découverte. 334 pp.
- BECKER, H. (2002). *Les ficelles du métier; comment conduire sa recherche en sciences sociales*. Paris. 360 pp.
- BOARDMANN, J., and J. POESEN. (2006). *Soil erosion in Europe*: Wiley. 878 pp.
- BOARDMANN, J. 2006 : Soil erosion science: Reflections on the limitations of current approaches. *Catena* 68(2), 73-86
- CALLON, M. 1986. *Éléments pour une sociologie de la traduction: la domestication des coquilles Saint-Jacques et des marins-pêcheurs dans la baie de Saint-Brieuc*. *L'Année sociologique* (1940/1948-) 36, 169-208
- CALLON, M., P. LASCOUMES, and Y. BARTHE. (2001). *Agir dans un monde incertain: essai sur la démocratie technique*. Paris: Seuil. 358 pp.
- FELSTINER, W. L., R. ABEL, and A. SARAT. 1980 : The Emergence and Transformations of Disputes, Naming, Blaming, Claiming. *Law and Society Review* 15(3-4), 41 sq.
- HELMING, K., J.-L. RUBIO, and J. BOARDMANN. 2006: Soil erosion across Europe: research approaches and perspectives. *Catena* 68, 71-72
- KNOEPFEL, P., S. NAHRATH, J. SAVARY, F. VARONE, and J. DUPUIS. (2010). *Analyse des politiques suisses de l'environnement*: Rüegger. 610 pp.
- LAL, R. 2004: Soil carbon sequestration impacts on global climate change and food security. *Science* 304(5677), 1623-27
- LASCOUMES, P. (2012). *Action publique et environnement*. Paris. 128 pp.
- LASCOUMES, P., and P. LE GALES. (2012). *Sociologie de l'action publique*. Paris: Armand Colin. 128 pp.

- LASCOURMES, P., and L. SIMARD. 2011: L'action publique au prisme de ses instruments. *Revue française de science politique* 61(1), 5-22
- LATOURE, B. (1991). *Nous n'avons jamais été modernes: essai d'anthropologie symétrique*. Paris: La Découverte. 210 pp.
- LEDERMANN, T., K. HERWEG, H.P. LINIGER, F. SCHNEIDER, H. HURNI, and V. PRASUHN. 2010. Applying erosion damage mapping to assess and quantify off - site effects of soil erosion in Switzerland. *Land Degradation & Development* 21(4), 353-66
- MOSIMANN, T., A. MAILLARD, A. MUSY, J.-A. NEYROUD, M. RÜTTIMANN, and P. WEISSKOPF. (1991). *Lutte contre l'érosion des sols cultivés Liebefeld-Berne*. 187 pp.
- OFAG (2012). *Protection des terres agricoles*. Edited by Département fédéral de l'économie. Berne: OFAG. 33 pp.
- . 2014a. Dossier de presse: Rapport agricole 2014: le contexte de l'agriculture va fortement changer. Edited by de la formation et de la recherche DEFR Département fédéral de l'économie. Berne. 11 pp.
- . 2014b. Paiements directs dans l'agriculture. Edited by de la formation et de la recherche DEFR Département fédéral de l'économie. Berne. 4pp.
- OFEV and OFAG. 2008. Objectifs environnementaux pour l'agriculture; à partir de bases légales existantes. FOAG/FOEN. 221 pp.
- . 2013. Protection des sols dans l'agriculture; un module de l'aide à l'exécution pour la protection de l'environnement dans l'agriculture. Berne. 60 pp.
- OLIVIER DE SARDAN, J.-P. 2004 : La rigueur du qualitatif: L'anthropologie comme science empirique. *Espaces Temps*, 84-86.
- PRASUHN, V., H. LINIGER, S. GISLER, K. HERWEG, A. CANDINAS, and J.-P. CLEMENT. 2013 : A high-resolution soil erosion risk map of Switzerland as strategic policy support system. *Land Use Policy* 32, 281-91
- SAGRI, Etat de Fribourg. (2007). *Concept cantonal de lutte contre l'érosion*. Edited by Institut agricole de Grangeneuve and Service de l'agriculture, 6pp.
- SCHNEIDER, F., D. STEIGER, T. LEDERMANN, P. FRY, and S RIST. 2012 : No - tillage farming: co - creation of innovation through network building. *Land Degradation & Development* 23, 242-255
- SCHNEIDER, F. , T. LEDERMANN, P. FRY, and S. RIST. 2010 : Soil Conservation in Swiss Agriculture – Approaching Abstract and Symbolic Meanings in Farmers' Life-worlds'. *Land Use Policy* 27, 332-39
- SCHNEIDER, F., P. FRY, T. LEDERMANN, and S. RIST. 2009 : Social learning processes in Swiss soil protection—The 'From farmer-to farmer'project. *Human ecology* 37(4), 475-89
- WEISSHAIDINGER, R., and H. LESER. (2006) : Switzerland. In : *Soil Erosion in Europe*, edited by J. Boardmann and J. Poesen: John Wiley & Sons. 231-244
- WISNER, B., J.C. GAILLARD, and I. KELMAN. (2012). *The Routledge handbook of hazards and di*

Der Grundwasserboden – Boden des Jahres 2016

Sonja Paul¹, Roman Berger², Anina Schmidhauser³, Michael Wernli⁴, Anett Hofmann⁵

¹Universität Basel, sonja.paul@unibas.ch

²ZHAW, Wädenswil, roman.berger@zhaw.ch

³Gasche-Bodengutachten GmbH, Bern, schmidhauser@gasche-bodengutachten.ch

⁴SoilCom GmbH, Zürich, michael.werli@soilcom.ch

⁵Universität Zürich, anett.hofmann@geo.uzh

³ ZHAW, Wädenswil, roman.berger@zhaw.ch

⁴ Uni Zürich, Zürich, anett.hofmann@geo.uzh.

Zusammenfassung

Anlässlich des Weltbodentages wird von der BGS jedes Jahr ein Boden des Jahres nominiert. Ziel der Nomination ist es, ein Bodenthema Interessierten näher zu bringen. 2016 wurde der Grundwasserboden ausgewählt. Prägend für den Grundwasserboden ist das Zusammenspiel von ständig wassergesättigten, anoxischen Bereichen und zeitweise oxischen Zonen. Dadurch entsteht die für den Grundwasserboden charakteristische Farbenvielfalt. Grundwasserböden sind natürliche Standorte für seltene, nässeliebende Pflanzenarten. Eine Gefährdung geht von der intensiven Bewirtschaftung dieser Böden aus, welche eine Entwässerung voraussetzt. Die spezifischen Bodenfunktionen eines Grundwasserbodens verändern sich mit dieser Nutzung.

Abstract

Every year, on the occasion of the World Soil Day, a soil of the year is nominated by the BGS-SSP. Goal of this nomination is to enhance the understanding of a current soil topic to the general public. For 2016 Groundwater soil has been elected. This soil is characterised by the occurrence of a permanently water saturated, anoxic zone and oxygenated areas. By this, the typical varieties of colours are formed. Groundwater soils are habitats for rare, wet adapted plants. These soils are threatened by the intense use for agriculture, as drainage is required for this purpose. A loss of soil functions is accompanied by the drainage.

Keywords: soil of the year, hydro-morphic soil, groundwater soil

Einführung

Seit 2011 deklariert die Bodenkundliche Gesellschaft der Schweiz (BGS) anlässlich des Weltbodentags vom 5. Dezember einen Boden des Jahres. Bisher wurden der Moorboden (SCHMIDHAUSER et al. 2015), Rebbergboden (WERNLI et al. 2014), der Stadtboden, der Ackerboden und der Waldboden gewählt. Für 2016 wurde der Grundwasserboden zum Boden des Jahres ernannt. Ziel der Aktion des Bodens des Jahres ist es, das Bewusstsein der Gesellschaft für ein aktuelles Bodenanliegen zu sensibilisieren. Die Aktion umfasst unter anderem die Präsentation eines repräsentativen Leitprofils sowie die Vorstellung von drei Themenbereichen, die für den ausgewählten Boden wichtig sind. Im Rahmen der diesjährigen Aktion organisierte die BGS einen Familienausflug nach Flaach, in die Thurauen, ZH. Zudem werden Flyer, Plakate und Postkarten in allen drei Landessprachen gedruckt, die bei der BGS-Geschäftsstelle bezogen werden können. Zusätzlich können Informationen über den Boden des Jahres auf der Homepage des Bodens des Jahres ab-

gerufen werden (<http://www.boden-des-jahres.ch>). Charakteristisch für den Grundwasserboden ist die ständige Nähe zum Grundwasser und dem Wechselspiel von Wassersättigung und Belüftung. Die Entstehung des Bodentyps ist somit unabhängig vom Ausgangsmaterial. Grundwasserböden sind im unteren Horizont ständig wassergesättigt, darüber folgt ein Horizont der im Schwankungsbereich des Grundwassers liegt und somit nur zeitweise wassersättigt ist. Dadurch entstehen die charakteristischen Merkmale des Grundwasserbodens.

Leitprofil

Das ausgewählte Leitprofil (Abbildung 1) liegt in einer Mulde nahe einem Bach in einem Ahorn-Eschenwald im Kanton Thurgau, 550müM. Nach der Schweizerischen Klassifikation handelt es sich um einen grundnassen, karbonathaltigen, skelettarmen Braunerde-Gley mit Mull als Humusform. Charakteristisch für diesen Bodentyp ist die Nähe zum Grundwasser. Der unterste Horizont ist somit ganzjährig wassergesättigt. Das Ausgangsmaterial



Abbildung 1: Leitprofil (Foto: Zimmermann, S., Luster, J., Blaser, P., Walthert, L. und Lüscher, P.).

des Bodens bildet feinkörniges Ton- und Mergelmaterial der Oberen Süswassermolasse. Dementsprechend ist die Bodenart lehmiger Ton und der Boden relativ schwer und somit wenig durchlässig. Der oberste Horizont ist mit 4.4% org. Substanz relativ kohlenstoffreich. Der darauffolgende Horizont - unterhalb von 20 cm - ist durch oxidative Vernässungsmerkmale in Form von Rostflecken geprägt. Unterhalb von 70cm kommen auch blaugraue Reduktionsfarben hinzu. Mehrjährige Saugspannungsmessungen haben gezeigt, dass der Boden während der meisten Zeit des Jahres sogar bis rund 60 cm unter Terrain wassergesättigt ist. Saisonal schwankt der Grundwasserspiegel jedoch stark, erst unterhalb von 170 cm ist der Boden immer reduziert.

Farben

Charakteristisch für Gleyböden ist das jahreszeitliche Wechselspiel von Wassersättigung und Belüftung. Diese wechselnden Bedingungen spiegeln sich auch in den vielfältigen Farben der Grundwasserböden wieder. Im wassergesättigten Bereich mit Sauerstoffmangel werden Eisen- und Mangan-Verbindungen reduziert. Dadurch werden sie mobil und mit dem Bodenwasser je nach vorherrschender Fliessrichtung seitlich (durch Hangwasser) oder kapillar nach oben (durch Grundwasser) verlagert. Durch den vorhandenen Sauerstoff im wasserungesättigten Bereich werden die gelösten und reduzierten Verbindungen wieder oxidiert und ausgefällt. So entstehen hellorange bis rote Rostflecken, manchmal auch violett-schwarze Mangankonkretionen. Im selten vernässten Bereich sind diese Konkretionen und Rostflecken im braunen Boden nur unter genauer Betrachtung zu sehen. Im oft vernässten Bereich heben sie sich deutlich von der grauen Bodenfarbe ab. Je nach Konzentration der Eisenverbindungen und der Mächtigkeit der oxidierenden Zone können der ausgefallten Verbindungen massive Konkretionen- so genannte Raseneisenstein bilden. Diese kompakten Schichten sind für Pflanzenwurzeln schwer durchdringbar. In einigen Gegenden in Deutschland ist der Raseneisenstein bis 30 cm mächtig und wurde sogar als Baumaterial verwendet (GALL et al. 2003a.). Der ständig wassergesättigte Bereich weist eine graue bis grau-blaue Farbe ohne Rostflecken und Konkretionen auf (BLUME et al. 2010).

Speicher-und Filterfunktion

Boden besteht etwa zur Hälfte aus Feststoffen (Feinerde und Steinen) und zur anderen Hälfte aus Poren, die mit Luft und/oder Wasser gefüllt sind. Wenn mehr Regen- oder seitlich zufließendes Hangwasser in den Boden gelangt als abfließen kann, füllen sich die Porenräume und es bildet sich ein Grundwasserspiegel (BLUME et al. 2010). Gleye besitzen eine hohe Speicherfunktion, da sie eine grosse Menge an Wasser spei-

chern können, welche sie verzögert an die Umwelt wieder abgeben. Sie tragen somit zum Hochwasserschutz bei. Sie halten das Wasser so auch länger in der Landschaft, was sich dann in ihrer Verdunstungskühlung und im verzögerten Wasserabfluss im Fließgewässer bemerkbar macht. An der Oberfläche der Bodenpartikel können Wasser und andere Stoffe haften bleiben. So speichert der Boden Wasser und Nährstoffe und hält diese für die Pflanzen bereit. Die Menge des Speichervermögens eines Bodens hängt von seinen Eigenschaften wie Bodenmächtigkeit, Korngrößenverteilung, Porenvolumen, pH-Wert oder Humusgehalt ab. Der Boden filtert auch Schadstoffe aus dem Wasser und reinigt dieses wie ein Biofilter. Je nach Art der Schadstoffe werden diese im Boden durch Mikroorganismen abgebaut und unschädlich gemacht (z.B. Schwefel-, Stickstoff- und Phosphorverbindungen). Andere Schadstoffe (z.B. Schwermetalle) werden chemisch an die Bodenpartikel gebunden und immobilisiert (BRUNNER 2002). Sie werden so in Böden angereichert und können Pflanzen und Tiere gefährden. Bei sich wandelnden Umweltbedingungen (z.B. einer Veränderung des pH's) werden die Schadstoffe wieder im Wasser gelöst und können ausgewaschen werden und zu einer Belastung von Grundwasser oder Gewässern führen. (BLUME et al. 2010; WIKIPEDIA 2016)

Nutzung und Gefährdung

Durch ihre grossen Wasserreserven sind Gleye natürlicherweise Standorte für nassliebende Pflanzen und liegen häufig in Naturschutzgebieten oder Grundwasserschutzzonen. Die forstliche Nutzungseignung für Baumarten mit grossem Wasserverbrauch (z.B. Eschen, Erlen oder Pappeln) ist sehr gut, viele Standorte sind jedoch drainiert. Bei nicht allzu hohem Grundwasserspiegel lassen sich Gleye auch gut als landwirtschaftliche Wiesen oder Weiden nutzen. Ackerbau ist nur bei dauerhaft tieferem Grundwasserstand, häufig nach Entwässerungsmassnahmen, möglich. In der Schweiz sind rund 19 km² Landwirtschaftsland drainiert, was 18% der gesamten Landwirtschaftlichen Nutzfläche entspricht (BEGUIN und SMOLA, 2010). Diese Fläche beinhaltet nicht nur Grundwasserböden, sondern auch andere vernässte Böden wie beispielsweise organische Böden.

Wie bei allen grundwassergeprägten Böden geht die Gefährdung von Gleyen hauptsächlich von Drainagemassnahmen aus. Eine intensivere Bewirtschaftung ist häufig nur durch eine Entwässerung möglich. Werden Gleye entwässert und durchlüftet, beginnt die Mineralisierung des humusreichen Oberbodens. Dieser wird dann in Form von CO₂ freigesetzt und führt somit zu erhöhten Treibhausgasemissionen. Zudem werden durch die Mineralisierung Nährstoffe freigesetzt und können in das Grundwasser ausgewaschen werden. Sie stehen den Pflanzen nicht mehr zur

Verfügung. Auch Schadstoffe können so ungehindert ins Grundwasser gelangen. Zudem wird der Wasserhaushalt durch die Drainage verändert. Die für den Grundwasserboden charakteristischen Eigenschaften verschwinden, ebenso wie der Standort für nässeliebende Pflanzen.

Ein weiteres Problem bei der Bearbeitung von Gleyböden ist ihre Verdichtungsempfindlichkeit. Der Einsatz von zunehmend schwereren Maschinen in der Land- und Forstwirtschaft stellt bei einer unangepassten Bewirtschaftung eine ernsthafte Bedrohung dar und kann zu dauerhaften Verdichtungen führen (BLUME et al. 2010; GALL et al. 2003b).

Schlussfolgerungen

Grundwasserböden sind in der Schweiz hauptsächlich durch eine intensive Bewirtschaftung gefährdet, da diese einen Eingriff in den Wasserhaushalt voraussetzt. Durch die Entwässerung werden ihre Eigenschaften verändert und die charakteristischen Speicherfunktionen und Standortigenschaften für nässeliebende Pflanzenarten gehen verloren. Zusätzlich stellen landwirtschaftlich genutzte Grundwasserböden aufgrund ihrer Verdichtungsempfindlichkeit eine Herausforderung an die Bewirtschaftung mit Maschinen.

Referenzen

- BEGUIN, J. und SMOLA, S. 2010. Stand der Drainagen in der Schweiz, Bilanz der Umfrage 2008, Bundesamt für Landwirtschaft BLW, Fachbereich Meliorationen. <http://www.suissemelio.ch/files/aktuell/2010/StandderDrainageinderSchweiz.pdf>
- WIKIPEDIA, 09.04.2016, Pflanzenkläranlage, empfangen 05.09.2016 von <https://de.wikipedia.org/wiki/Pflanzenkl%C3%A4ranlage>
- BLUME, H.-P., BRÜMMER, G.W., HORN, R., KANDELER, E., KÖGEL-KNABNER, I., KRETZSCHMAR, R., STAHR, K. und WILKE, B.-M. 2010. Lehrbuch der Bodenkunde. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- BRUNNER, P.G. 2002. Bodenfilter zur Regenwasserbehandlung im Misch- und Trennsystem. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg. http://www4.lubw.baden-wuerttemberg.de/servlet/is/13999/bodenfilter_regenwasserbehandlung.pdf?com-mand=downloadContent&filename=bodenfilter_regenwasserbehandlung.pdf
- GALL, B., SCHMIDT, R. und BAURIGEL, A. 2003a. Gley mit Raseneisenerde. Steckbriefe Brandenburg Böden 9.5. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MLUR). www.mlul.brandenburg.de/media_fast/4055/a_sb_9_5.pdf
- GALL, B., SCHMIDT, R. und BAURIGEL, A. 2003b. Gley. Steckbriefe Brandenburg Böden 9.1. Ministerium für Landwirtschaft, Umweltschutz und Raumordnung des Landes Brandenburg (MLUR). 9.1 Gley. <http://www.mlul.brandenburg.de/cms/detail.php/bb1.c.315061.de>
- SCHMIDHAUSER, A., WERNLI, M., BERGER, R. und HOFMANN, A. 2015. Der Moorboden – Boden des Jahres 2015, BGS-Bulletin 36, 79-82. http://www.soil.ch/cms/fileadmin/Medien/BGS_Fachgesellschaft/Bulletins/36/Bulletin_36.pdf
- WERNLI, M., BERGER, R. und HOFMANN, A. 2014. Der Rebbergboden – Boden des Jahres 2014, BGS-Bulletin 35, 59-62. http://www.soil.ch/cms/fileadmin/Medien/BGS_Fachgesellschaft/Bulletins/35/Bulletin_35.pdf

