

Methode zur Integration der Naturraum-Inanspruchnahme in Ökobilanzen

Method for integrating Land Use into Life-Cycle-Assessment (LCA)

Von M. BAITZ, J. KREISSIG und M. WOLF

Zusammenfassung

Die Einrichtung der Arbeitsgruppe „Land Use“ der SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) (SETAC 1999) und der COST Action E9 der Europäischen Gemeinschaft zeigt die Notwendigkeit der Integration von Naturrauminanspruchnahme in Ökobilanzen. Geeignet ist eine Methode, die in die komplexe Struktur von Prozeßnetzen der Ökobilanz mit unterschiedlichen Flächennutzungen, integriert werden kann. Es ist mehr als das Quantifizieren von Flächeneinheiten nötig, da es erforderlich ist, die Qualität des Naturraums vor, während und nach der Nutzung zu charakterisieren. Diese wird über den Erfüllungsgrad von Funktionen eines Landschaftshaushaltes beschrieben.

Die Qualität eines genutzten Naturraums kann sich mit der Zeit ändern, d. h. die zeitliche Abhängigkeit der Funktionen ist abzubilden. Erkenntnisse der Geoökologie bezüglich Erosionswiderstand, Filterung, Pufferung, Stofftransformation, Abflußregulation, Grundwasserneubildung und -schutz, Immissionsschutz, Stabilität und biotischer Ertrag sind der Ausgangspunkt, der den Anforderungen der Ökobilanz angepaßt wird (Beschreibung unterschiedlicher Flächennutzungen im Lebenszyklus von Produkten, Quantifizierung über eindeutige und meßbare Parameter, Charakterisierung zu Umweltwirkungen und Überschaubarkeit des Erhebungsaufwandes von Daten) (EYERER 1996). Die Funktionen werden über Parameter (z. B. Korngröße, KAK, pH-Wert, nFK, C/N-Wert, u. a.) quantifiziert. Vegetations- und Nutzungsinformationen werden berücksichtigt und aus Karten und Atlanten bzw. Boden-(BIS) und Geoinformationssystemen (GIS) fließen Informationen ein. Sind Detailinformationen der untersuchten Flächen vorhanden, können diese direkt in das Modell integriert und die Genauigkeit der Berechnung erhöht werden. Sind nur Einzelinformationen vorhanden, können durch Schlüsselparameter und Hintergrundinformationen Abschätzungen durchgeführt werden, um ein möglichst geschlossenes Bild der Flächeninanspruchnahme über den Lebenszyklus zu zeichnen. Somit ist es möglich auf die potentielle Qualität der Naturräume über die Zeit zu schließen, was auf einen Output (z. B. Ertrag, Ressource, Flächennutzen durch Infrastruktur) bezogen wird (SETAC 1993). Es ergibt sich die Einheit [(Quadratmeter · Jahre · Qualitätsdifferenz)/Nutzeneinheit]. Ziel der Ökobilanz ist die Identifikation von potentiellen Umwelteinflüssen über den gesamten Lebenszyklus, so daß die Ermittlung der Naturrauminanspruchnahme von Ressourcenbereitstellung, Herstellung der Produkte, Nutzung der Produkte und Recycling eine wichtige Größe innerhalb der Wirkungsabschätzung (CML 1992) darstellt. Ist ein potentielles Umweltproblem in der Prozeßkette identifiziert, können zur genaueren Analyse Werkzeuge wie z. B. Risk Assessment oder Umweltverträglichkeitsprüfungen eingesetzt werden, die aufgrund ihrer lokalen Systemgrenzen und der teils sehr zeitaufwendigen Anwendung, nicht zur Analyse globaler Prozeßnetze eingesetzt werden können.

Schlüsselworte: Naturrauminanspruchnahme, Landverbrauch, Ökobilanz, Funktionaler Ansatz

Summary

The formation of the Working Group „Land use“ by SETAC (Society of Environmental Toxicology and Chemistry) and of the COST Action E9 by the European Community is the manifestation of the necessity to integrate the impact category „Land Use“ in LCAs. The requisite method should permit the integration of different land use activities into the complex structures of process networks of LCAs and should be able to reflect the various land uses in a satisfactory manner. More than merely the quantification of area units is required, as the quality of the used land has to be integrated as well as the temporal variations in quality. In this approach quality is described in terms of the performance of „natural“ functions of the land before, during and after use.

The quality of used land is subjected to variations in the course of time, i. e. the temporal relationships of functions should be represented. The modelled functions are erosion resistance, filtering

and buffering, material transformation, rainwater drain-off, groundwater formation and groundwater protection, protection against immissions, stability and biotic output and should be adapted to the specifications of LCAs, i. e. description of different land uses within the life cycle of products, quantification via distinct and measurable parameters, characterisation of environmental effects and feasibility of data collation. Functions are quantified using measurable parameters e.g. granulation, cationic exchange capacity, pH value, C/N value. Boundary conditions based on information on e.g. vegetation and land uses shall be integrated and maps and electronic databases used for background information. Wherever detailed information about investigated areas is available, it should be directly used in the model to improve the accuracy of the results. If only some details about land uses are extant, assessments and estimates may be done based on key parameters and background information to obtain the most comprehensive possible idea of land use impacts. This would make it possible to assess the potential quality of land which shall be related to output (functional unit) e.g. limestone as output of a quarry and timber as output of a forest. The dimension of land use is [(squaremeter · year · quality difference) / functional unit]. The objective of LCA is to identify potential environmental effects for the entire life cycle, making the evaluation of land use such as the supply of resources, manufacturing of products, use of products and recycling an important factor in impact assessment. Once a potential environmental problem within the process network has been identified, other tools may be used such as Risk Assessment or EIA or geo-ecological methods which are usually too time consuming and limited to local systems to be used in the analysis of global process networks.

Keywords: Land Use, Life Cycle Assessment, Impact Assessment, Functional approach

1 Ziel der Methode

Das Ziel der Methode ist die Ermittlung eines innerhalb von Ökobilanzen verwertbaren Kennwertes der Naturrauminanspruchnahme, unter Berücksichtigung der Fläche, der Dauer und dem Qualitätsverlauf der Inanspruchnahme bei Bezug auf die funktionale Einheit (z. B. pro Anzahl Produkt, pro kg Produkt) der Ökobilanzstudie. Da in der Ökobilanz eine Vielzahl unterschiedlicher Flächennutzungen zu beschreiben ist (Ressourcenabbauflächen, Infrastruktur, Forstwirtschaft oder Ackerbau, Werksflächen u. a.), sind Parameter gefordert, die generell die Qualität der Flächen quantifizieren. Allgemein nimmt die Qualität um so weniger ab, desto weniger sie durch die Nutzung in ihren (natürlichen) Funktionen beeinträchtigt werden.

2 Parameter zur Beschreibung der Naturrauminanspruchnahme

Zur Beschreibung sind folgende Informationen wichtig: Zustand der Fläche vor und während der Nutzung sowie Verhalten nach Nutzungsende. Die Qualität vor Nutzung ist meist einfach zu bestimmen. Während der Nutzung kann sich die Qualität entweder quasistatisch oder dynamisch verhalten. Quasistatisch kann z. B. Ackerbau mit gleichbleibender Fruchtfolge über mehrere Jahre sein. Auch die Nutzung als Infrastrukturfläche kann meist als quasistatisch, wenn auch auf geringem Niveau, verstanden werden. Die Qualität der Fläche kann sich während der Nutzung auch ändern, falls z. B. die Tagebauflächen des Braunkohleabbaus teilweise renaturiert werden, während an anderer Stelle noch abgebaut wird. Ein anderes Beispiel kann ein Steinbruch mit größeren Ruderalflächen sein, auf denen sich Ruderalgemeinschaften entwickeln können und somit zu einer gewissen Qualitätssteigerung (noch während der Nutzung) beitragen. Der Zustand nach Nutzung kann durch Sukzession, Renaturierung, Rekultivierung oder anweitige Nutzung geprägt sein. Dies ist oftmals schon vor Nutzungsbeginn bekannt, da Ausgleichsmaßnahmen in Genehmigungsverfahren einfließen und so auch Aussagen über den zukünftigen Nutzungsverlauf getroffen werden können. Ist diese Information nicht vorhanden, können über Szenarien Sensitivitäten unterschiedlicher Nachnutzungsmöglichkeiten ermittelt werden. Es sind die Flächengröße A , der zeitliche Rahmen t , die Qualität q inkl. Veränderung zu ermitteln. Auf diese Parameter greifen auch Ansätze aus der Schweiz (MÜLLER-WENK 1998) und den Niederlanden zurück (BLONK und LINDEIJER 1996), (LINDEIJER 1997), wobei der Ansatz der Qualitätsermittlung des Naturraums differiert.

3 Struktur der Methode

Die Vorgehensweise sieht sich als Parallele zur Vorgehensweise der Ökobilanz, indem die Sachbilanz über physikochemische Parameter beschrieben wird und die Wirkungsabschätzung über Potentiale, in diesem Fall potentielle Beeinträchtigung der Leistungsfähigkeit der Funktionen der Fläche, geschieht. Die Abbildung 1 skizziert die Struktur der Methode. Die Informationen, die vor Ort aufgenommen werden, sind im i. a. leicht zu erheben (Ort, Flächengröße, Vegetationsart, Versiegelungsgrad, Neigung, Produkt-Output, Beginn der Intervention, Nachnutzungsmaßnahmen).

| |
|---|
| 1. Datenquelle (vor Ort + vorhandene Datenträger) |
| 2. Physikalische Parameter |
| 3. Funktionen der Fläche |
| 4. Klassifizierte ökologische Qualität |
| 5. Integration über die Zeit |
| 6. Differenz zu keine Maßnahme |

Abb. 1. Struktur der Methode „Naturraum-Inanspruchnahme“.

Fig. 1. Structure of the method.

Diese vor Ort werden mit Informationen vorhandener Datenträger z.B. Atlanten und geökologischen Karten (LESER und KLINK 1988), (HYDROLOGISCHER ATLAS) sowie GIS/BIS ergänzt. Sind spezifische Daten für eine Fläche bekannt, können diese direkt in das Modell eingehen. Folgende physikalischen Größen der Flächen werden im Modell verarbeitet.

- Fläche [m²]
- Bodenart (ist kartiert)
- Ton-, Schluff-, Sandgehalt [%]
- Versiegelungsgrad [%]
- Neigung [°] (ist kartiert)
- Niederschlag [mm/a] (ist kartiert)
- pH-Wert [-] (ist kartiert)
- Kationenaustauschkapazität KAK [mval/kg]
- Humusgehalt [%]
- nutzbare Feldkapazität nFK [mm]
- Verdunstung nach Haude [mm]
- Jahresmitteltemperatur [° C] (ist kartiert)

Einige Zusammenhänge gelten unter definierten Randbedingungen, wie Vegetationsart (6 Klassen), Nutzungsart (intensiv, extensiv) und Singularität (Einzigartigkeit in den Klassen selten, mittel, häufig). Um für die Fläche repräsentative Zusammenhänge bestimmen zu können, werden diese mit abgefragt bzw. eingeschätzt. Schlüsselparameter sind pH-Wert des Bodens, die Bodenart und die Vegetation. Fehlen spezifische Daten (z. B. pH, KAK, nFK, Humusgehalt), z. B. da es sich um eine Fläche handelt, die außerhalb des Zugriffsbereiches des Bearbeiters liegt, jedoch aufgrund der Prozesskettenmodellierung der Ökobilanz (Ressource bis zum Recycling) von Signifikanz scheint, besteht die Möglichkeit über allgemeine Pedotransferfunktionen die jeweiligen Informationen abzuschät-

zen. Beispiele für solche Zusammenhänge, die sich abschätzen lassen, sind z. B. die Zusammensetzung des Bodens (Ton-, Schluff-, Sand) aus der Bodenart nach dem Koordinatensystem der Bodenarten nach DIN 4220. Sind keine Informationen bezüglich des pH-Wertes des Oberbodens bekannt, können statistische Daten herangezogen werden. Abbildung 2 zeigt eine exemplarische Abschätzung des pH nach dem Tongehalt für die gemäßigt-humiden Breiten Mitteleuropas (BASTIAN und SCHREIBER 1994).

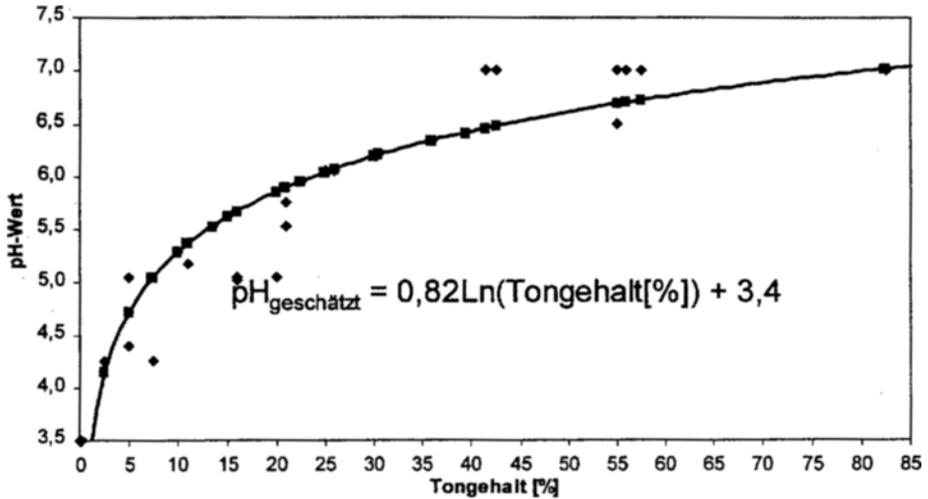


Abb. 2. Abschätzung des Zusammenhangs von pH-Wert und Tongehalt.

Fig. 2. Estimation of the relationship between pH and clay content.

Sind z. B. keine Informationen bezüglich der potentiellen Kationenaustauschkapazität des Bodens vorhanden, wird über die Bodenart bzw. den Tongehalt von Beispielböden der gemäßigt-humiden Breiten Mitteleuropas abgeschätzt (BASTIAN und SCHREIBER 1994).

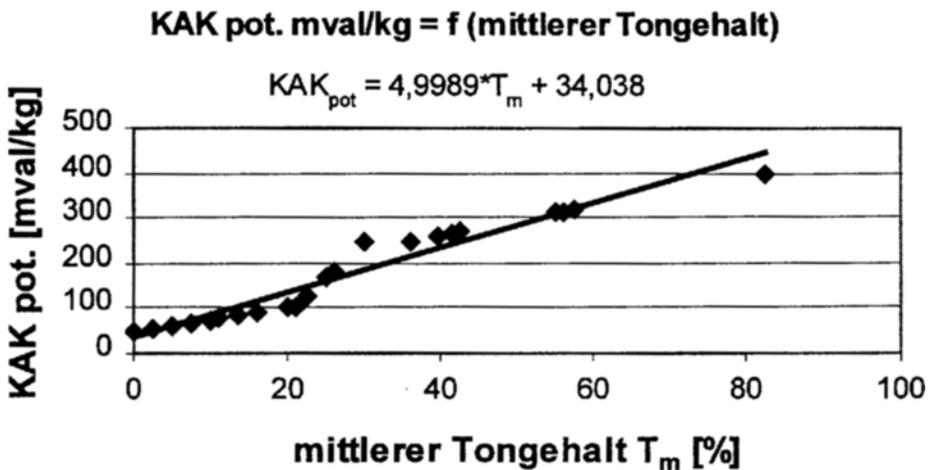


Abb. 3. Abschätzung des Zusammenhangs der potentiellen KAK-Wert und mittlerem Tongehalt.

Fig. 3. Estimation of the relationship between potential cationic exchange capacity and average clay content.

4 Auswahl der qualitätsbeschreibenden Funktionen

Die Basis der Auswahl der Funktionen geht auf einen Ansatz zurück, der von Geoökologen entwickelt wurde (MARKS und MÜLLER 1989). Diese Anleitung ermöglicht die Erfüllung von Funktionen der Fläche in klassifizierten Rastern von „sehr gering“ bis „sehr hoch“ abzuschätzen. Die Beschreibung der Erfüllungsgrade der Funktionen geschieht so weit vorhanden über existierende Bewertungsmatrizen. Die Eingangsinformationen in die Bewertungsmatrizen sind die physikalischen Parameter und eindeutige Randbedingungen (siehe oben). Das Ergebnis stellt eine der sechs Erfüllungsklassen (sehr hoch, hoch, mittel, mäßig, gering, sehr gering) der Funktions- bzw. Potentialerfüllung dar. Abbildung 4 zeigt die Auswahl an Funktionen.

Einige Funktionen wurden vernachlässigt, da sie im Sinne der Ökobilanz nach DIN 14040 ff. keine Werte darstellen, wie das Landeskundliche Potential und die Erholungsfunktion. Das heißt nicht, daß diese bedeutungslos sind, sie können aufgrund der Fragestellung, der Definition und der Ziele der Ökobilanz jedoch nicht verwertet werden. Das Bioklima wurde nicht berücksichtigt, da diese Funktion in Zusammenhang mit der Umgebung steht. Somit würde die Flächeninanspruchnahme eines Forstes sinken, wenn eine benachbarte Wärmequelle zunimmt. Dies liegt nicht im Rahmen der Ziele der Ökobilanz. Die Grundwasserfunktionen wurden zugunsten einer einfacheren Verarbeitung der Informationen zusammengefaßt. Das Ökotoptop- und Naturschutzpotential wird über die bekannten Natürlichkeitsklassifizierungen (ahemerob bis metahemerob) (SCHLÜTER 1992) abgeleitet.

Die Korrelationen und funktionalen Abhängigkeiten der verschiedenen Parameter basieren auf Veröffentlichungen der Fachliteratur (MARKS und MÜLLER 1989), (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992), (UMWELTMINISTERIUM 1995), (SCHROEDER und BLUM 1992), (MAYER 1984), (SCHMIDT 1979), (SCHMIDT 1988), (MÜCKENHAUSEN 1985), (WISCHMEIER und SMITH 1978), (SCHWERTMANN 1981), (BÖCKER und KOHLER 1997).

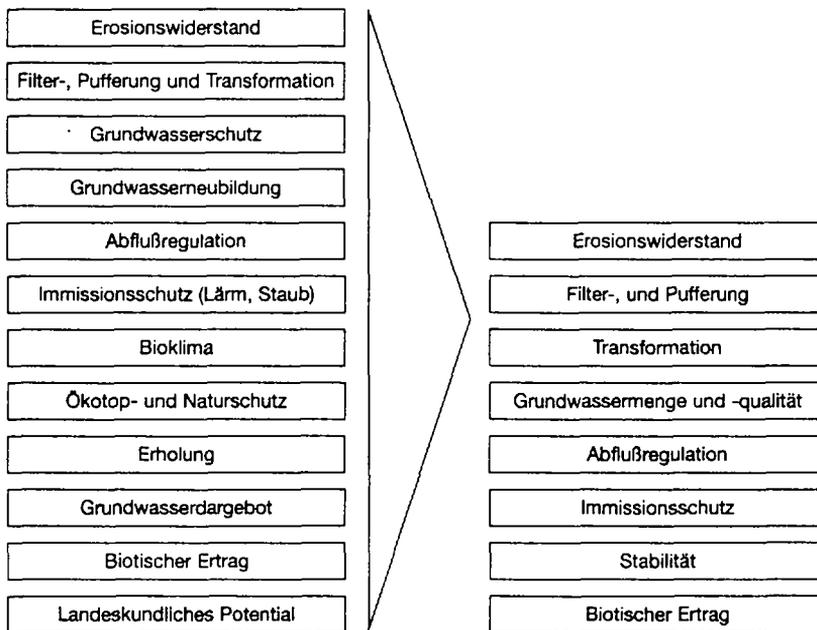


Abb. 4. Funktionen nach (MARKS und MÜLLER 1989) und verwendete Funktionen im Flächenmodell.
Fig. 4. Functions according to (MARKS and MÜLLER 1989) and functions used in the model.

5 Beschreibung der Funktionsermittlung

5.1 Erosionswiderstand

Die Erosionsanfälligkeit ist primär abhängig von Neigung, Bodenart, Nutzungsart (BASTIAN und SCHREIBER 1994), wobei der Wasserhaushalt ebenfalls eine Rolle spielt. Das hier zur Anwendung kommende Modell geht von der universellen Bodenverlustgleichung (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992) und deren Spezifizierung (UMWELTMINISTERIUM 1995) aus.

Tabelle 1. Eingangsgrößen und Quellen der Erosionsrechnung.

Table 1. Input parameters and references of the erosion calculation.

| Eingangsgrößen | Quelle |
|---|-------------------------------------|
| Bodenart (Textur, Korngrößenverteilung) | Karten z. B. (LESER und KLINK 1988) |
| Jährliche Niederschlagsmenge | Atlas z. B. (HYDROLOGISCHER ATLAS) |
| Neigung | Karten oder vor Ort |
| Nutzungsart | vor Ort |

Leitparameter ist die Bodenart (Ton, Schluff, Sand), über die der bodenartbedingte Erosionswiderstand ermittelt wird. Es wird der Bodenart ein Wert zwischen äußerst hoch und äußerst gering zugeordnet (BASTIAN und SCHREIBER 1994). Diese ermittelte Klasse wird zusammen mit Hilfe der Neigung und des Niederschlages in einen mittleren naturbedingten Bodenabtrag interpretiert. Abbildung 5 zeigt das Beispiel für stark lehmiger Schluff, der eine bodenartbedingte Erosionswiderstandsklasse von 4.1 aufweist.

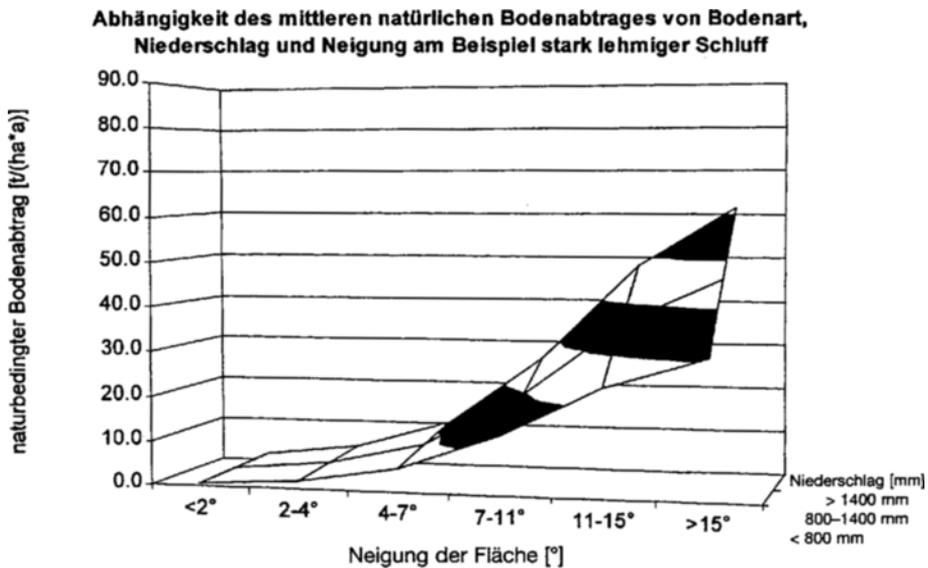


Abb. 5. Bodenabtrag als Funktion von Bodenart, Niederschlag und Neigung am Bsp. stark lehmiger Schluff.

Fig. 5. Soil loss as a function of granulation, precipitation, and slope (e. g. silt loam).

Je nach Neigung und Niederschlag ergibt sich ein naturbedingter Bodenabtrag von 0,8 bis 72,6 t/(ha · a). Der Einfluß des Humus ist im Vergleich zu den dominierenden Größen von untergeordneter Rolle (Annahme mittlerer Humusgehalt von 2-4 %). Es ergeben sich

Tabelle 2. mittlerer Bodenabtrag und entsprechende Widerstandsklasse (BASTIAN und SCHREIBER 1994).
Table 2. Average soil loss and corresponding class (BASTIAN and SCHREIBER 1994).

| mittlerer Bodenabtrag [t/(ha · a)] | Erosionswiderstandsklasse | |
|------------------------------------|---------------------------|-------------|
| unter 1 | I | sehr groß |
| 1 bis 5 | II | groß |
| 6 bis 10 | III | mittel |
| 11 bis 15 | IV | mäßig |
| 16 bis 30 | V | gering |
| über 30 | VI | sehr gering |

Tonnen abgetragener Boden pro Hektar und Jahr. Dies repräsentiert den mittleren naturbedingten Bodenabtrag, der durch die Nutzungsart in einen Nutzungsabhängigen überführt wird (BASTIAN und SCHREIBER 1994). Die Faktoren der Nutzungsarten gehen von 0,5 für Wald, Forsten und Grünland bis 10 für Acker mit Schwarzbrache ohne Vegetationsdecke und repräsentieren den Schutzfaktor der Vegetation. Dieser Wert [$t_{\text{Bodenabtrag}}/(\text{ha} \cdot \text{a})$] läßt sich einer der sechs Erosionswiderstandsklassen zuordnen.

5.2 Filter- und Pufferfunktion

Die Filterleistung wird durch die Bodenartklasse bestimmt und durch den kartierten k_f -Wert charakterisiert oder ist dem Boden-Wasser-Dreieck (LESER und KLINK, 1988) zu entnehmen. Die Filterleistung ist um so höher je mehr Wasser die Textur passieren kann (Filterleistung = passierende Wassermenge/Zeiteinheit). Dadurch ist die Verweildauer des Wassers um so kleiner, je größer die Filterleistung (ausgedrückt als Wasserleitfähigkeit) ist. Die Pufferfunktion wird hier durch die effektive Kationenaustauschkapazität (KAK) beschrieben und ist das Leistungsvermögen des Naturraums gasförmige und gelöste Schadstoffe durch Sorption an Bodenaustauscher zu binden oder durch Reaktion mit bodeneigenen Substanzen chemisch zu binden und damit weitgehend zu immobilisieren. So haben sand- und kiesreiche Böden gemäß des k_f -Wertes hohe Filterleistungen mit potentiell geringerer Pufferwirkung, lehm- und tonhaltige Böden eher geringe Filterleistung mit potentiell höherer Pufferwirkung. Die Filterleistung kann über den kartierten k_f -Wert ermittelt werden.

Die Pufferkapazität wird über die Sorption an Bodenaustauscher bzw. durch chemisches Fällern und Immobilisieren beschrieben. Als Indikator wird die Höhe der Kationenaustauschkapazität verwendet. Ist diese nicht bekannt, wird die Abhängigkeit (siehe Abbildung 6) der potentiellen Kationenaustauschkapazität von Humusgehalt und Tongehalt T_m herangezogen. Dabei ist $T_m = f(\text{Bodenart/Textur})$ (UMWELTMINISTERIUM 1995).

Anhaltspunkte der Austauschkapazität gibt (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992). Hohe Anteile org. Substanzen, Ton, Fe-, Al-, und Mn-Oxide besitzen hohe Pufferkapazität; sandreiche tendenziell eine Geringe. Der Humusgehalt (falls nicht bekannt) wird über die Art der Vegetation in den Grenzen 2–10 % abgeschätzt. Die KAK_{pot} ergibt als Funktion: $KAK_{\text{pot}} = 4,9989 \cdot \text{Tongehalt} + 34,038$). Je nach Humusgehalt wird mit Fak-

Tabelle 3. Klassifizierung der Permeabilität (BASTIAN und SCHREIBER 1994), (LESER und KLINK 1988).
Table 3. Classification of the permeability (BASTIAN und SCHREIBER 1994), (LESER und KLINK 1988).

| Bodenartklasse | Permeabilität k_f [cm/d]: | Filterklasse |
|----------------|-----------------------------|----------------|
| 1 | über 100 | I sehr groß |
| 4, 3, 2 | 40 bis 100 | II groß |
| 7, 6, 5 | 10 bis 40 | III mittel |
| 8 | 1 bis 10 | V gering |
| 9 | unter 1 | VI sehr gering |

Abschätzung der KAK in Abhängigkeit von Ton- und Humusgehalt

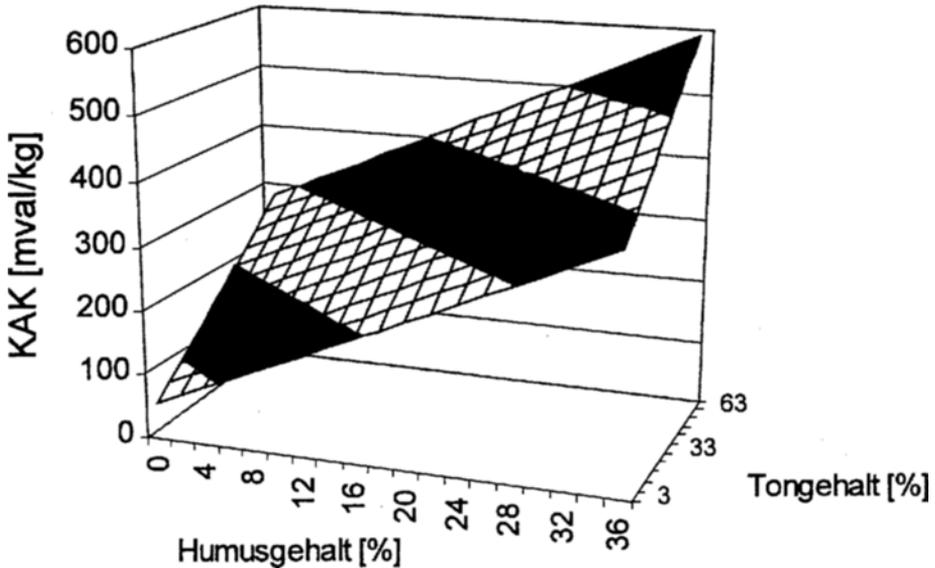


Abb. 6. KAK_{pot} in Abhängigkeit von Ton- und Humusgehalt

Fig. 6. Potential cationic exchange capacity (CEC_{pot}) as a function of humus and clay content

tor 1 bis 2 multipliziert um variable Ladung des Humus abzubilden. Da bezüglich der Pufferfunktion auch der pH-Wert von Bedeutung ist, ist die ausschlaggebende Größe die effektive Kationenaustauschkapazität, die mit der potentiellen Kationenaustauschkapazität (über den pH-Wert) im Zusammenhang steht.

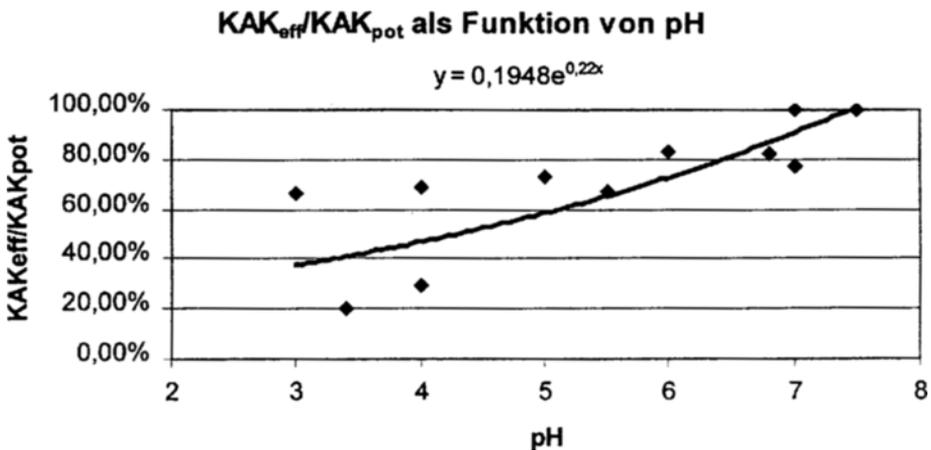


Abb. 7. Das Verhältnis KAK_{eff} zu KAK_{pot} als Funktion des pH-Wertes.

Fig. 7. Ratio of CEC_{eff} to CEC_{pot} as a function of pH.

Die Klassifikation in Tabelle 4 folgt nach der Fachliteratur.

Tabelle 4. Klassifizierung der Kationenaustauschkapazität (BASTIAN und SCHREIBER 1994), (LESER und KLINK 1988).

Table 4. Classification of the Cationic exchange capacity (BASTIAN and SCHREIBER 1994), (LESER and KLINK 1988).

| KA _{eff} [val/kg]: | Pufferklasse | |
|-----------------------------|--------------|-------------|
| über 400 | I | sehr groß |
| 399 bis 300 | II | groß |
| 299 bis 100 | III | mittel |
| 99 bis 30 | IV | mäßig |
| 99 bis 30 | V | gering |
| unter 30 | VI | sehr gering |

5.3 Transformationsfunktion

Die Transformationsfunktion beschreibt das Leistungsvermögen des Naturraums, organische Substanzen durch mikrobielle Tätigkeit um- oder abzubauen. Eine in Einzelfällen erhöhte Toxizität durch entstandene Metabolite wird nicht berücksichtigt. Die Transformationsfunktion ist vor allem von der Aktivität der Mikroorganismen abhängig. Für die Umwandlung bis zum Abbau zu CO₂ sind vor allem Bakterien und Pilze verantwortlich (SCHEFFER und SCHACHTSCHABEL 1992). Die Umsetzung ist am intensivsten bei mittleren Feuchtigkeitsverhältnissen, guter Durchlüftung des Bodens, optimaler Temperatur und neutraler bis schwach alkalischer Reaktion (pH 7 bis 7,5) (SCHROEDER und BLUM 1992). Die Transformationsfunktion hängt somit von der Aktivität der Mikroben ab, die auf die Humusform zurückzuführen ist. Versiegelten Fläche wird keine Transformationsfunktion zugeordnet. Der anaerobe Abbau von Schadstoffen wird hier nicht betrachtet. Die Unterteilung des aeroben mikrobiellen Abbauvermögens nach Humusformen geschieht über den C/N-Wert (SCHMIDT 1979). Ist der C/N-Wert nicht bekannt kann er in Abhängigkeit des pH-Wertes abgeschätzt werden. Die Abhängigkeit des C/N-Verhältnisses zu pH und Humusform, bei unbekanntem C/N-Wert, zeigt Abbildung 8.

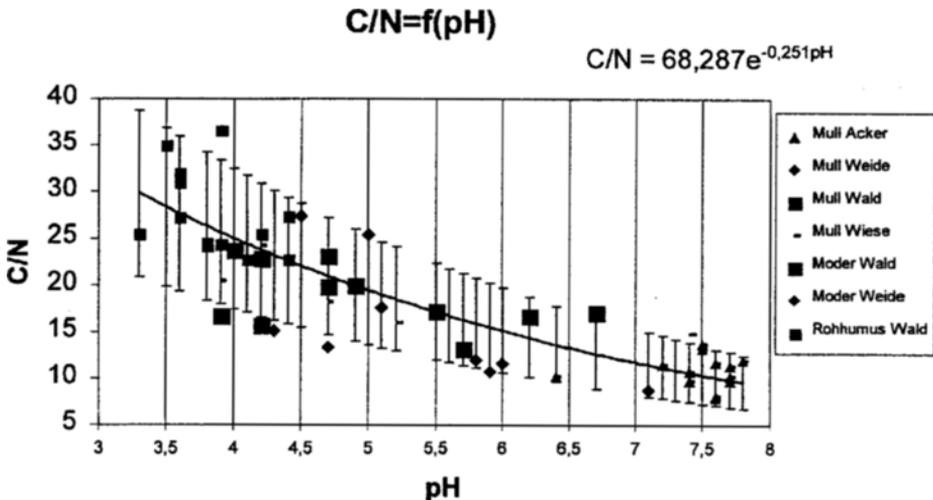


Abb. 8. Das C/N-Verhältnis als Funktion des pH-Wertes und der Humusform.

Fig. 8. C/N-Ration as a function of pH and kind of humus.

Ein Abgleich der Ergebnisse kann mit Tabelle 5 (MÜCKENHAUSEN 1985) geschehen.

Tabelle 5. Klassifizierung der Humusform.

Table 5. Classification of the kind of humus and C/N value.

| Humusart | C/N-Verhältnis |
|------------------|----------------|
| Rohhumus | > 33 |
| Moder Rohhumus | 27-33 |
| schlechter Moder | 23-27 |
| Moder | 18-23 |
| Moder-Mull | 13-18 |
| Mull | < 13 |

Der pH-Wert und der C/N-Wert korrelieren und werden als Indikatoren der biotischen Aktivität (Transformationsaktivität) herangezogen werden, womit folgende Klassifizierung definiert wird.

Tabelle 6. Klassen der Transformationsfunktion.

Table 6. Classes of transformation function.

| C/N-Verhältnis | Transformationsfunktion | |
|----------------|-------------------------|-------------|
| unter 13 | I | sehr groß |
| 13 bis 17 | II | groß |
| 18 bis 23 | III | mittel |
| 24 bis 27 | IV | mäßig |
| 28 bis 33 | V | gering |
| über 33 | VI | sehr gering |

5.4 Grundwasserfunktion

Die Grundwasserfunktion beschreibt das Leistungsvermögen des Naturraums, aufgrund der Vegetationsstruktur, der klimatischen Gegebenheiten sowie durchlässiger Deckschichten Grundwasservorkommen zu regenerieren. Berücksichtigt wird das Vermögen Grundwasserlagerstätten aufgrund der Vegetation sowie filternder bzw. puffernden Deckschichten vor dem Eindringen unerwünschter Stoffe zu schützen. Zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate (GNBR) stehen für unterschiedliche Nutzungsarten Gleichungen zur Verfügung. Zur Ermittlung der Grundwasserneubildungsrate (GNBR) stehen für unterschiedliche Nutzungsarten Gleichungen zur Verfügung. Die Parameter sind Jahresniederschlag NS in (mm/a) aus dem Hydrologischen Atlas, nutzbare Feldkapazität nFK/Wpfl in (mm) und Verdunstung nach Haude EH in (mm/a). Die Gleichungen sind in den individuellen Intervallen für mitteleuropäisches Klima gültig (MARKS und MÜLLER 1989).

Tabelle 7. Nutzungsabhängige Formeln der Grundwasserneubildung in [mm/a].

Table 7. Use-related formulas of the groundwater formation in [mm/a].

| Nutzung | Formel | Gültigkeitsintervall |
|-----------|--|--------------------------------|
| Ackerland | $GNBR [mm/a] = 0,58 \cdot NS - 220,3 \cdot \log(nFK) - 0,2 \cdot EH + 400$ | EH 500 bis 750 |
| Grünland | $GNBR [mm/a] = 0,54 \cdot NS - 130,4 \cdot \log(nFK) - 0,341 \cdot EH [mm/a] + 310,7$ | EH 500 bis 750 |
| Nadelwald | $GNBR [mm/a] = 0,21 \cdot NS - 0,00042 \cdot (NS)^2 - 325,3 \cdot \log(nFK) - 0,666 \cdot EH + 1187,3$ | EH 380 bis 750 |
| Laubwald | $GNBR [mm/a] = 0,953 \cdot NS - 0,02 \cdot EH + 430,1$ | EH 380 bis 500, nFK um 2000 |

Die Ermittlung der Feldkapazitätsklasse erfolgt über das Boden-Wasser-Dreieck. Somit ergibt sich die GNBR in (mm/a) und es kann auf bestehende Klassen zurückgegriffen werden. Für die Grundwasserqualität wird der unter Filter- und Pufferfunktion errechnete Wert herangezogen und diese beiden Werte gemittelt, da Menge und Qualität bewertet werden soll.

Tabelle 8. Klassifizierung der Grundwasserneubildung (MARKS und MÜLLER 1989)

Table 8. Classification of the groundwater formation (MARKS and MÜLLER 1989)

| Grundwasserneubildung GBNR [mm/a] | Grundwasserfunktion | |
|-----------------------------------|---------------------|-------------|
| unter 320 | I | sehr groß |
| 240 bis 320 | II | groß |
| 180 bis 239 | III | mittel |
| 100 bis 179 | V | gering |
| unter 100 | VI | sehr gering |

5.5 Abflußregulation

Die Abflußregulation beschreibt das Leistungsvermögen des Naturraums, aufgrund der Vegetations-, der Boden- und der Reliefbedingungen Niederschlag zurückzuhalten und den Direktabfluß zu verringern. Die Bewertungsvorschrift nach (LESER und KLINK 1988), (MARKS und MÜLLER 1989) über die Parameter Bodenbedeckung (unterschiedliche Wasserspeicherung je nach Art der Vegetation), Hangneigung (erhöhter Abfluß bei stärkeren Neigungen), Infiltration (Menge an eindringendem Wasser) und Feldkapazität (Möglichkeit der Zwischenspeicherung von kurzfristigen Infiltrationswasserschüben) wird herangezogen. Bei Versiegelung ist keinerlei natürliche Abflußregulation zu erwarten. Je nach Situation der Eingangsgrößen und der vorliegenden Nutzung können laut der Bewertungsvorschrift Erfüllungsgrade (vier mal 1 bis 5 Punkte) einer maximalen Abflußregulation (von $4 \cdot 5 = 20$) ermittelt werden. Die Bodenbedeckung ist klassifiziert von versiegelter Fläche über Hackfrüchte, Getreide, Dauergrünland, Buschwerk/Obstwiesen, Niederwald bis Wald. Die Neigung wird von $0-2^\circ$ (5 Punkte) in 5 Klassen bis $>35^\circ$ (1 Punkt) eingeteilt. Entsprechend wird mit der Feldkapazität und der Bodenart verfahren. Die Summe der Punkte ergibt die Klassifizierung, wobei Wald in jedem Falle in Klasse I und versiegelte Fläche auf alle Fälle in Klasse V eingestuft werden.

Tabelle 9. Klassifizierung der Abflußregulation (LESER und KLINK 1988), (MARKS und MÜLLER 1989).

Table 9. Classification of rain water drainage (LESER and KLINK 1988), (MARKS and MÜLLER 1989).

| Erfüllung (Punkte) | Abflußregulation | |
|--------------------|------------------|-------------|
| unter 18 | I | sehr groß |
| 14 bis 18 | II | groß |
| 10 bis 13 | III | mittel |
| 7 bis 9 | V | gering |
| unter 6 | VI | sehr gering |

5.6 Biotisches Ertragspotential

Zur Ermittlung des Ertragspotentials ist eine Bewertungsvorschrift nach (LESER und KLINK 1988), (MARKS und MÜLLER 1989) vorhanden, wobei hier nicht auf den Skelettgehalt, Gründigkeit, Frostgefahr und Überschwemmungen eingegangen wird. Die Klassifizierung erfolgt für die drei Nutzungsarten Grünland, Wald und Ackerland. Die Bodenart spielt hier in Bezug auf die Möglichkeit einer maschinellen Bearbeitung eine Rolle (schlechte/schwere Bearbeitbarkeit bei Steinen, Grus, Kies, Ton). Das Ertragspotential hängt von der Hangneigung ab, wobei die Sensibilität der Nutart von Acker, Grünland, bis Wald fällt.

Tabelle 10. Ermittlung des biotischen Ertragspotentials

Table 10. Determination of the biotic output

| Parameter | Wert | Wertstufe der Nutzung | | |
|------------------------|-------------------|-----------------------|----------|------|
| | | Acker | Grünland | Wald |
| Hangneigung | 0-2° | 5 | 5 | 5 |
| | > 2-7° | 4 | 5 | 5 |
| | >7-15° | 2 | 4 | 4 |
| | > 15° | 0 | 2 | 3 |
| Bodenklasse | III-VII | 5 | 5 | 5 |
| | VIII | 4 | 4 | 4 |
| | I, II, X | 3 | 3 | 3 |
| | IX | 0 | 1 | 2 |
| Nährstoffangebot (C/N) | < 17 | 5 | 5 | 5 |
| | 17-23 | 4 | 5 | 5 |
| | 23-28 | 2 | 3 | 3 |
| | 28-33 | 2 | 3 | 3 |
| | > 33 | 0 | 1 | 2 |
| nutzbare Feldkapazität | > 140 mm | 5 | 5 | 5 |
| | 90-140 mm | 4 | 5 | 5 |
| | 50-90 mm | 3 | 4 | 4 |
| | < 50 mm | 1 | 2 | 2 |
| Abflußregulation | bereits errechnet | | | |
| Jahresmitteltemperatur | > 8,5 °C | 5 | 5 | 5 |
| | 8,0-8,5 °C | 4 | 5 | 5 |
| | 7,5-8,0 °C | 3 | 5 | 5 |
| | 6,5-7,5 °C | 2 | 4 | 4 |
| | 6,0-6,5 °C | 1 | 3 | 2 |
| | < 6,0 °C | 0 | 2 | 2 |
| Jahresniederschlag | > 1000 mm | 5 | 5 | 5 |
| | 700-1000 mm | 4 | 5 | 5 |
| | < 700 mm | 3 | 4 | 4 |
| Erosionsgefährdung | < 1 | 5 | 5 | 5 |
| | 1-5 | 4 | 4 | 4 |
| | 5-15 | 3 | 3 | 3 |
| | 15-30 | 2 | 2 | 2 |
| | > 30 | 1 | 1 | 1 |

Die Wasserversorgung der Ökosysteme wird über die Feldkapazität (als Speicher), die Niederschlagsmenge (als Quelle) und den Abfluß (als Senke) beschrieben. Die Jahresmitteltemperatur dient als Indikator der prinzipiellen standort-klimaspezifischen Nutzungsmöglichkeit. Jeder Parameter wird für die Fläche mit 0 (ungeeignet) bis 5 (sehr hohes Ertragspotential) bewertet. Aus diesen acht Parametern wird der limitierende Faktor ermittelt (kleinster Wert gilt), d. h. der Faktor, aufgrund dessen das biologische Ertragspotential des betrachteten Clusters nicht höher sein kann.

Tabelle 11. Klassifizierung des Ertragspotentials.

Table 11. Classification of output potential.

| Kleinsten Wert der Matrix [Punkte] | Biotisches Ertragspotential | |
|------------------------------------|-----------------------------|-------------|
| 5 | I | sehr groß |
| 4 | II | groß |
| 3 | III | mittel |
| 2 | IV | mäßig |
| 1 | V | gering |
| 0 | VI | sehr gering |

5.7 Immissionsschutzfunktion

Die Immissionsschutzfunktion beschreibt das Leistungsvermögen des Naturraums, gas- und staub- und schallartige Verunreinigungen der Luft zu filtern. Es besteht eine Korrelation zwischen Staubfangfläche und spezifischer Oberfläche. Das bedeutet, daß je höher die spezifische Oberfläche der Vegetation ist, je höher ist das Potential des Naturraumes staubförmige und staubgetragene Emissionen aus der Luft zu adsorbieren. Die Methode stützt sich auf ein Modell (MAYER 1984), das um die Parameter Niederschlag und Versiegelung erweitert wird. Das klassische Modell ordnet Vegetationen unterschiedliche potentielle Staubfangflächen zu.

Tabelle 12. Klassische Staubfangfläche nach (MAYER 1984).

Table 12. Dust absorbing surface according to (MAYER 1984).

| | Keine Deckschicht | Acker | Rasen | Sträucher | Wald |
|---|-------------------|-------|-------|-----------|------|
| Staubfangfläche [m ² /m ²] | 1 | 5 | 10 | 100 | 1000 |

Der versiegelten Fläche in (%) wird der Wert 1 m²/m² zugeordnet.

Tabelle 13. Klassifizierung der potentielle Staubfangfläche.

Table 13. Classification of the potential dust absorbing surface.

| Staubfangfläche [m ² /m ²] | Immissionsschutzpotential | |
|---|---------------------------|-------------|
| ab 1000 | I | sehr groß |
| < 1000 | II | groß |
| < 100 | III | mittel |
| < 10 | IV | gering |
| < 5 | V | sehr gering |

Ist der Niederschlag vor Ort > 1400 mm/a wird die Klasse um eins nach oben korrigiert, ist der Niederschlag unter 800 mm/a geschieht dies respektive nach unten.

5.8 Stabilitätspotential

Das Stabilitätspotential schätzt das Potential zur Ökotoptbildungs-, Ökotoptentwicklungs- und Naturschutzfunktion ab. Je höher die auf biotischer Regulation und Regeneration beruhende Stabilität ist, desto geringer ist der zur Erhaltung des Zustandes und der Nutzungseignung erforderliche Aufwand an Arbeit, Energie und Material zur Kompensation von Störungen. In diesem Zusammenhang spielt die innere, vertikale oder biologische Diversität (α -Diversität) eine Rolle, die zur Kennzeichnung eines Lebensraumes dient und die Vielfältigkeit eines Ökosystems darstellt. An die hohe ökologische Diversität wird die Stabilität der Ökosysteme geknüpft. Die Beziehung läßt sich – mit gewissen Einschränkungen – in die folgenden Regelsätze fassen (KLÖTZLI 1983):

1. Je variabler die Lebensbedingungen eines Standortes desto größer ist die Artenzahl desto geringer ist meist die Individuenzahl pro Art.
2. Je weiter die Lebensbedingungen der Organismen von Optimum entfernt sind, desto artenärmer erscheint die Lebensgemeinschaft.
3. Je vielseitiger ein Ökosystem ist, desto eher herrschen Euryöke (gegen Schwankungen von Umwelt-Faktoren unempfindlich) vor. Stenöke (empfindlich gegenüber Schwankungen der Umweltfaktoren) sind in einseitigen Ökosystemen auffälliger.

Die Diversität innerhalb einer Ökobilanz ist schwer zu ermitteln, da die Größe der Artenzahl im Rahmen einer Bilanzierung zu ermitteln wäre. Es existieren Ansätze aus der

Tabelle 14. Hemerobiestufen der Natürlichkeit/Kultivierung mit Beispielen (BLUME 1976).

Table 14. Hemerobiestufen of naturalness and cultivation with examples (BLUME 1976).

| Stabilität aufgrund Natürlichkeit | | |
|-----------------------------------|---|-------------|
| ahermerob | Natürlich, unbeeinflusstes Ökosystem, Felshänge, ursprüngliche Vegetation, nicht genutzte Waldgebiete, kein anthropogener Eingriff, keine Bodenveränderungen | sehr hoch |
| ologohemerob | naturnaher Wald, Wald mit extensiver Nutzung, Moore, Dünen, Beeinflussung des Streuabbaus, Versauerung oder Alkalisierung, geringfügige Veränderung des Nährstoffangebots | sehr hoch |
| mesohemerob | halb-natürlich, Forstwirtschaft, Wiesen, Weiden, ehemalige Steinbrüche, Heiden, Trockenrasen, Einfluß auf Zersetzung und Humifizierung, Veränderung des Nährstoff-, Wasser- und Sauerstoffangebots | hoch |
| β-euhemerob | bedingt naturfern, Forstmonokultur, Streuobstanlagen, Parks, Bauerngarten, intensiv genutzte Wiesen und Weiden, vegetationslose Gewässer, Einfluß auf Zersetzung, Humifizierung und Aggregation verstärkt, erhöhtes Nährstoffangebot bei pH-veränderter Verfügbarkeit der Nährstoffreserven, verändertes Wasser- und Sauerstoffangebot, Erosion | mittel |
| α-euhemerob | naturfern, Acker, Gartenflächen, Sportrasen, Weinbau, lockere ländliche Bebauung, intensiv genutzte Fischteiche Einfluß auf Zersetzung, Humifizierung und Aggregation verstärkt, erhöhtes Nährstoffangebot bei pH-veränderter Verfügbarkeit der Nährstoffreserven, verändertes Wasser- und Sauerstoffangebot, Erosion | mittel |
| polyhemerob | natur-fremd, Sportflächen, Deponien, Trittrassen, Bodenabbauflächen Stadtrandbebauung, Ind.-Gewerbefläche mit geringer Versiegelung, Campingplätze, Bahnanlagen Veränderung aller Standorteigenschaften | gering |
| metahemerob | künstlich, versiegelte Flächen, technogene Gebiete, Gebäude, Deponien mit Basisabdichtung, geschlossene innerstädtische Bebauung, Ind.-Gewerbefläche mit hoher Versiegelung starker Rückgang biogener Vorgänge, Schadstoffdominanz, fehlender Wurzelraum | sehr gering |

Schweiz, dies mittels Gefäßpflanzen als Indikatoren abzuschätzen (MÜLLER-WENK 1998). Aus Gründen der Applizierbarkeit wird, da sich nach (BASTIAN und SCHREIBER 1994) als Stabilitätsmaß die Hemerobiestufenvielfalt eignet, auf diese Methode zurückgegriffen.

Somit bestimmt die Art der Vegetation und der Nutzungsintensität (extensiv, intensiv) das Stabilitätspotential. Dies kann durch die Größe (< 10 ha, 10 bis 50 ha, > 50 ha) und die Seltenheit der Fläche (häufig, mittel, selten) um eine Klasse nach oben korrigiert werden. Isolationsgrad und Strukturvielfalt sind vernachlässigt. Es kommt die Verknüpfungsregel nach (BASTIAN und SCHREIBER 1994) zur Anwendung.

6 Operationalisierung der Methode

Als Beispiel dient ein untersuchter Steinbruch in Württemberg. Eine Skizze der Situation und der Clustereinteilung der Fläche in Teilflächen zeigt Abbildung 9. Der Steinbruch wird in homogene Cluster (vergleichbarer Beschaffenheit) unterteilt. Im folgenden wird für zwei der zehn Cluster für 1999 die Vorgehensweise im Detail gezeigt:

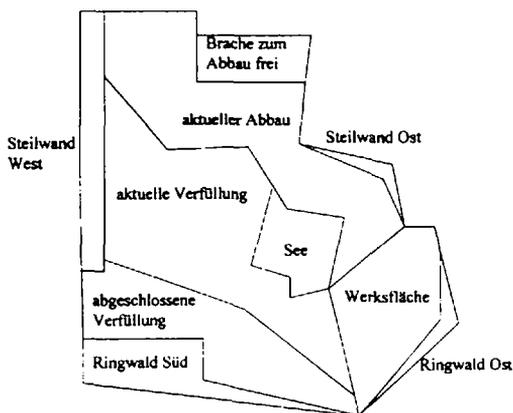


Abb. 9. Clustereinteilung des Steinbruchs.
Fig. 9. Clusters of the quarry as an example.

Situation 1999: Cluster Steilwand West

Information die vor Ort erhoben werden muß zeigt die folgende Auflistung.

Cluster-Informationen vor Ort

- Ort: Steinbruch (Württemberg)
- Fläche Untersuchungsgebiet: 23,99 ha (19,16 ha projizierte Fläche)
- Flächengröße Cluster: 1,6ha
- Name: Steilwand im Westen
- Versiegelung: 0%
- Neigung: 83°
- Oberflächenart: Fels, Grundgestein, Geröll
- Vegetationsart: Keine
- Umgebung: Süd: Erdaushub, lichtetes Gras; West: Acker; Nord:Acker; Ost: Erdaushub, aktueller Steinbruch
- Zeitpunkt (Jahr): 1999
- Produktmenge (pro Zeiteinheit und gesamten Untersuchungsgebiet): 400.000 t/a
- Nach-Nutzung-Maßnahme: Renaturierung nach Verfüllung mit Erdaushub im unteren Bereich

Anhand dieser Informationen kann auf die nötigen Inputdaten geschlossen werden:

- Bodenart: Fels, Steine (Felssteilwand)
- Vegetation: überwiegend keine Vegetationsdecke (Felssteilwand ohne Geröll)
- Singularität: selten (Nistgebiet seltener Vögel, wenig in Deutschland anzutreffende Landschaft)
- Nutzungshäufigkeit: extensiv (es finden hier keine Abbauaktivitäten mehr statt)
- Versiegelungsgrad: 0% (offene zerklüftete Felswand)
- Oberfläche: terrestrisch
- Bodentyp: freigelegtes Grundgestein Kalkstein (keine Oberbodenbedeckung)
- Niederschlag: 735 mm (aus Klimakarte)
- Neigung: > 15° (Steilwand)
- Jahresdurchschnittstemperatur: 8,6° (aus Klimakarte)
- Effektive Kationenaustauschkapazität: keine Angabe
- pH-Wert (H₂O): 7 (kalkhaltiges Grundgestein)
- Verdunstung nach Haude: 500 mm (aus Klimakarte)
- Nutzbare Feldkapazität: keine Angabe

Die Inputdaten werden in die zuvor beschriebenen Funktionen eingesetzt. Der Erosionswiderstand läßt sich über den Abtrag aus Bodenart (hier Bodenart X Steine mit Erosionsklasse 1.0), Neigung (hier > 15°) und Niederschlag (hier 735 mm) ermitteln (vgl. Abbildung 5). Der mittlere naturbedingte Bodenabtrag in [t/(ha · a)] der Klasse 1.0 ergibt sich nach folgender Matrix:

Tabelle 15. Erosionsmatrix Cluster „Steilwand“.

Table 15. Erosion matrix of cluster "rock face".

| Niederschlag/Neigung | < 2° | 2-4° | 4-7° | 7-11° | 11-15° | > 15° |
|----------------------|------|------|------|-------|--------|-------|
| < 800 mm/a | 0,1 | 0,2 | 0,5 | 1,2 | 2,2 | 2,8 |
| 800-1400 mm | 0,1 | 0,3 | 0,7 | 1,8 | 3,3 | 4,2 |
| > 1400 mm | 0,1 | 0,4 | 0,9 | 2,4 | 4,4 | 5,6 |

Der Wert 2,8 t/ha · a muß noch mit dem Nutzungsfaktor 10 für Brache ohne Vegetationsdecke multipliziert werden.

Die Filterklasse erhält man über den kf-Wert, der entsprechend Tabelle 3 klassifiziert wird. Der Bodenartenklasse 1 ist der Wert > 100 cm/d zugeordnet, da der Kalksteinfels sehr wasserdurchlässig ist. Der Wert der Pufferfunktion ergibt sich aus Tongehalt, pH-Wert und dem Humusgehalt und wird dann gemäß Tabelle 4 klassifiziert. Da hier Kalkgestein vorliegt ist der pH-Wert nahe 7. Humus- und Tongehalt gehen gegen 0, so ergibt sich nach Abbildung 6 eine KAK von unter 29 mvar/kg. Die Transformation ist sehr gering, da

Tabelle 16. Ergebnistabelle der Funktionserfüllung Cluster „Steilwand“.

Table 16. Table of results of functions of cluster "rock face".

| Funktion | Punkte | Erfüllung | Bemerkung |
|-----------------------|------------------|-------------------------|---|
| Erosionswiderstand | 2 von 10 | gering | 28 t/(ha · a) Abtrag |
| Filter- und Pufferung | 4 von 10 | mittel | KAK 29 mval/kg, Wasserdurchlässigkeit: > 100 cm/d |
| Transformation | 0 von 10 | sehr gering | keine Deckschicht |
| Grundwasser | 6 von 10 | mittel | Grundwasserneubildung 235 mm/a, Qualität gering |
| Abflussregulation | 0 von 10 | sehr gering | Bodenartklasse I, Neigung > 35° |
| Biotischer Ertrag | 2 von 10 | sehr gering | Bioertragspotentialklasse 0, Neigung > 15° |
| Immissionsschutz | 0 von 10 | gering | Potenitielle Staubfangfläche < 1 m ² /m ² |
| Stabilität | 6 von 10 | mittel | Mesohemerob, Fläche < 50 ha |
| Summe | 20 von 80 | = 25 % Erfüllung | |

kaum Deckschicht vorliegt. Die Grundwasserneubildungsrate errechnet sich aus dem Jahresniederschlag (mm/a), der nutzbaren Feldkapazität nFK/Wpfl (mm) und der Verdunstung nach Haude EH (mm/a). Für die Grundwasserneubildung kann die Wasserbilanz (Niederschlag 735 mm-Verdunstung 500 mm = Grundwasserneubildung 235 mm) herangezogen werden, da keine speichernde Vegetation vorliegt, Makroporen das Eindringen in den Fels erleichtern und überirdischen Abfluß minimieren. Die Abflußregulation wird über Bodenbedeckung (1 Punkt, da kaum Deckschicht), Hangneigung (2 Punkt, da 15–35°), Infiltration (1 Punkt, da Bodenartklasse I) und nutzbare Feldkapazität (1 Punkt, da nFK ca. 50 mm bei Bodenklasse I) wie in Tabelle 9 ersichtlich klassifiziert. Es ergibt sich eine sehr geringe Abflußregulation (5 von 20 Punkten). Das biotische Ertragspotential richtet sich nach Tabelle 11 und ergibt sich zu 0 (sehr gering), da keine Deckschicht vorhanden ist. Der Immissionsschutz richtet sich nach der spezifischen Oberfläche und ergibt sich zu < 1 m²/m². (vgl. Tabelle 12 und Tabelle 13). Das Stabilitätspotential wird gemäß Tabelle 14 klassifiziert. Ehemalige Steinbrüche sind mesohemerob, was für diesen Teil des noch in Betrieb befindlichen Steinbruchs gilt, da der aktive Abbau hier ruht und sich z. B. Vögel angesiedelt haben. Da es sich um ein isoliertes kleines Gebiet handelt wird die Stabilität um eine Klasse auf „mittel“ reduziert. Die Ergebnisse der Funktionen des Clusters „Steilwand West“ sind in Tabelle 16 zusammengestellt.

Es ergibt sich für dieses Cluster somit ein Naturraumwert von 25 % bezüglich der maximal möglichen Erfüllung der Funktionen in diesem Cluster.

Situation 1999: Cluster Ringwald Ost

Des weiteren wird das Cluster Ringwald Ost im Detail dargestellt.

Cluster-Informationen vor Ort

- Ort: Steinbruch (Württemberg)
- Fläche Untersuchungsgebiet: 23,99 ha (19,16 ha projizierte Fläche)
- Flächengröße Cluster: 0,15 ha
- Name: Ringwald im Osten
- Versiegelung: 5 %
- Neigung: 9°
- Oberflächenart: Renaturiertes Gebiet auf Pararendzina
- Vegetationsart: lichter Laubwald
- Umgebung: Süden: Acker, Wiese, Brache; Westen: Werkfläche; Norden: Werkfläche, Osten: Betonwerk, Acker
- Zeitpunkt (Jahr): 1999
- Produktmenge (pro Zeiteinheit und Untersuchungsgebiet): 400.000 t/a
- Nach-Nutzung-Maßnahme: bereits erfolgt

Inputdaten

- Bodenart: stark lehmiger Schluff (aus Bodenkarte)
- Vegetation: lichter Nadelwald (Situation vor Ort)
- Singularität: häufig
- Nutzungshäufigkeit: extensiv (es finden hier keine Abbauprodukte mehr statt)
- Versiegelungsgrad: 0–10 % (einige Fahrwege im Wald)
- Oberfläche: terrestrisch
- Bodentyp: Parabraunerde (aus Bodenkarte)
- Niederschlag: 735 mm (aus Klimakarte)
- Neigung: 7–11° (vor Ort ermittelt)
- Jahresdurchschnittstemperatur: 8,6° (aus Klimakarte)
- Effektive Kationenaustauschkapazität: 176 mval/kg
- pH-Wert (H₂O): 6,7 (aus Bodenkarte)
- Verdunstung nach Haude: 500 mm (aus Klimakarte)
- Nutzbare Feldkapazität: 140 mm (aus Bodenkarte)

Die Inputdaten werden in die zuvor beschriebenen Funktionen eingesetzt. Der Erosionswiderstand läßt sich über den Bodenabtrag aus Bodenart (hier Bodenart 1U4 stark lehmiger Schluff mit Bodenartklasse 7 und Erosionsklasse 4.1), Neigung (hier 7–11°) und Niederschlag (hier 735 mm) ermitteln (vgl. Abbildung 5). Der mittlere naturbedingte Bodenabtrag in $[t/(ha \cdot a)]$ der Klasse 4.1 ergibt sich nach folgender Matrix:

Tabelle 17. Erosionsmatrix Cluster „Ringwald Ost“.

Table 17. Erosion matrix of cluster "forest east".

| Niederschlag/Neigung | < 2° | 2–4° | 4–7° | 7–11° | 11–15° | > 15° |
|----------------------|------|------|------|-------|--------|-------|
| < 800 mm/a | 0,7 | 1,9 | 5,2 | 13,0 | 24,0 | 30,7 |
| 800–1400 mm | 1,1 | 2,9 | 7,8 | 19,5 | 36,0 | 46,1 |
| > 1400 mm | 1,4 | 3,9 | 10,3 | 26,0 | 48,0 | 61,4 |

Der Wert 13 t/ha · a muß noch mit dem Nutzungsfaktor 0,5 für Wald, Forsten multipliziert werden. Die Filterklasse erhält man über den k_f -Wert, der entsprechend Tabelle 3 klassifiziert wird. Der Bodenartenklasse 7 ist der Wert 10–40 cm/d zugeordnet. Der Wert der Pufferfunktion ergibt sich aus Tongehalt, pH-Wert und dem Humusgehalt und wird dann gemäß Tabelle 4 klassifiziert. Der pH-Wert ist mit 6,7 aus Karten hervor gegangen. Die potentielle Kationenaustauschkapazität ist kartographiert mit 90 mval/m². Die Umrechnung auf die KAK_{eff} (mit Bodendichte 1,45 t/m³ und $KAK_{eff}/KAK_{pot} = 0,85$ bei pH 6,7) ergibt ca. 176 mval/kg (siehe Abbildung 7). Die Transformation ist sehr hoch. Nach Abbildung 8 ergibt sich ein C/N-Wert von 12,5 bei Mull Humus. Die Grundwasserneubildungsrate errechnet sich aus dem Jahresniederschlag (mm/a), der nutzbaren Feldkapazität nFK/Wpfl (mm) und der Verdunstung nach Haude EH (mm/a) für Nadelwald nach der Gleichung in Tabelle 7 zu 247 mm und hoher Qualität (da die KAK mit 176 mvar/kg hoch ist). Die Abflußregulation des Waldes ist in jedem Falle hoch (LESER und KLINK 1988). Das Biotische Ertragspotential richtet sich nach Tabelle 11, und der limitierende Faktor ist die Erosionsgefährdung mit 3 Punkten (mittel). Der Immissionschutz richtet sich nach der spezifischen Oberfläche (vgl. Tabelle 12 und Tabelle 13). Der Wald wird mit 1000 m²/m² angesetzt, wobei 5 % versiegelte Fläche durch Fahrwege abgezogen werden. Es ergibt sich ca. 950 m²/m². Das Stabilitätspotential wird gemäß der Hemerobiestufen in Tabelle 14 klassifiziert. Forstmonokulturen sind beta-euherob. Die Nutzung ist extensiv, doch die auch hier kleine Fläche (0,15 ha) stellt keine Aufwertung dar. Die Ergebnisse der einzelnen Funktionen des Clusters Steilwand West sind in Tabelle 18 zusammengestellt.

Es ergibt sich für dieses Cluster somit ein Naturraumwert von 80 % bezüglich der maximal möglichen Erfüllung der Funktionen in diesem Cluster.

Tabelle 18. Ergebnistabelle Cluster „Ringwald Ost“.

Table 18. Results of cluster "forest east".

| Funktion | Punkte | Erfüllung | |
|-----------------------|------------------|-------------------------|--|
| Erosionswiderstand | 6 von 10 | mittel | 6,5 t/(ha · a) Abtrag |
| Filter- und Pufferung | 6 von 10 | mittel | KAK 176 mval/kg, Wasserdurchlässigkeit: > 40–100 cm/d |
| Transformation | 10 von 10 | sehr groß | C/N 12,5 |
| Grundwasser | 8 von 10 | groß | Grundwasserneubildung 247 mm/a, Qualität hoch |
| Abflussregulation | 10 von 10 | sehr groß | Waldbedeckung |
| Biotischer Ertrag | 6 von 10 | mittel | Bioertragspotentialklasse 3, Neigung 7–15° |
| Immissionsschutz | 10 von 10 | sehr groß | Potentielle Staubfangfläche 950 m ² /m ² |
| Stabilität | 8 von 10 | groß | beta-euherob, Fläche < 50 ha |
| Summe | 64 von 80 | = 80 % Erfüllung | |

Tabelle 19. Übersichtstabelle der Cluster.

Table 19. Overview of Clusters.

| Name | [ha] | %-Anteil an Gesamtfläche | Werte der Cluster q |
|---|---------------|-----------------------------|------------------------|
| Aktueller Abbau | 8,00 | 33,3 % | 13,0 % |
| Steilwand im Westen | 1,60 | 6,7 % | 25,0 % |
| Steinbruchwand im Osten und teilweise im Norden | 0,36 | 1,5 % | 51,0 % |
| Aktuelle Verfüllung | 6,55 | 27,3 % | 41,0 % |
| Abgeschlossene Verfüllung | 1,55 | 6,5 % | 46,0 % |
| See | 0,83 | 3,5 % | 26,0 % |
| Werkfläche | 3,30 | 13,8 % | 15,0 % |
| Ringwald im Osten | 0,150 | 0,6 % | 80,0 % |
| Ringwald im Süden | 0,94 | 3,9 % | 68,0 % |
| Sonstige Grünflächen | 0,06 | 0,3 % | 49,0 % |
| Brache zum Abbau freigegeben | 0,66 | 2,8 % | 59,0 % |
| Summe | 24,000 | 100 % | |
| Durchschnittlicher ges. Naturraumwert 1999 | | | 29,1 % |

Analog erfolgt die Ermittlung der restlichen Cluster Ringwald Süd, sonstige Grünflächen, Steilwand Ost, Brache zum Abbau, aktuelles Verfüllungsgebiet, aktueller Abbau, abgeschlossenes Verfüllungsgebiet, See und Werksfläche. Eine Übersicht über die Ergebnisse nach Durchführung aller Berechnungen zeigt Tabelle 19.

Der durchschnittliche Naturraumwert des Steinbruchs ergibt sich somit in 1999 zu 29,1 %.

7 Situation 1927, 1983, 2030, 2035

Um den zeitlichen Verlauf der Qualität abbilden zu können, werden die Situationen vor Nutzung (1927), ein weiterer Punkt während der Nutzung (1983 große Erweiterungsmaßnahme), 2030 (Situation kurz vor der Stilllegung, die heute schon genehmigt ist) und 2035 (nach Renaturierung, die heute schon fest geschrieben ist) errechnet.

Tabelle 20. Übersichtstabelle der Cluster 1927, 1983, 2030, 2035.

Table 20. Overview of Clusters in 1927, 1983, 2030, 2035.

| 1927 | [ha] | %-Anteil an Gesamtfläche | Werte der Cluster q |
|---|--------|-----------------------------|------------------------|
| Wald im Süden | 0,70 | 3,7 % | 68,0 % |
| Rebland | 0,30 | 1,6 % | 49,0 % |
| Acker | 18,16 | 94,8 % | 61,0 % |
| Summe | 19,16 | 100 % | |
| Durchschnittlicher ges. Naturraumwert 1927 | | | 61,1 % |
| 1983 | [ha] | %-Anteil an Gesamtfläche | Werte der Cluster q |
| Aktueller Abbau | 6,40 | 26,7 % | 13,0 % |
| Steilwand im Westen | 1,28 | 5,3 % | 25,0 % |
| Steinbruchwand im Osten und teilweise im Norden | 0,29 | 1,2 % | 51,0 % |
| Aktuelle Verfüllung | 6,19 | 25,8 % | 41,0 % |
| Abgeschlossene Verfüllung | 1,55 | 6,5 % | 46,0 % |
| See | 0,83 | 3,5 % | 26,0 % |
| Werkfläche | 3,30 | 13,8 % | 15,0 % |
| Ringwald im Osten | 0,15 | 0,6 % | 80,0 % |
| Ringwald im Süden | 0,94 | 3,9 % | 68,0 % |
| Sonstige Grünflächen | 0,06 | 0,3 % | 49,0 % |
| Brache zum Abbau freigegeben | 3,01 | 12,5 % | 59,0 % |
| Summe | 24,00 | 100 % | |
| Durchschnittlicher ges. Naturraumwert 1927 | | | 32,8 % |
| 2030 | [ha] | %-Anteil an Gesamtfläche | Werte der Cluster q |
| Aktueller Abbau | 7,000 | 29,2 % | 13,0 % |
| Steilwand im Westen | 1,600 | 6,7 % | 29,0 % |
| Steinbruchwand im Osten und teilweise im Norden | 0,360 | 1,5 % | 51,0 % |
| Aktuelle Verfüllung | 4,200 | 17,5 % | 41,0 % |
| Abgeschlossene Verfüllung | 5,550 | 23,1 % | 46,0 % |
| See | 0,830 | 3,5 % | 26,0 % |
| Werkfläche | 3,300 | 13,8 % | 15,0 % |
| Ringwald im Osten | 0,15 | 0,6 % | 80,0 % |
| Ringwald im Süden | 0,940 | 3,9 % | 68,0 % |
| Sonstige Grünflächen | 0,060 | 0,3 % | 49,0 % |
| Brache zum Abbau freigegeben | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Summe | 24,00 | 100 % | |
| Durchschnittlicher ges. Naturraumwert 1927 | | | 30,5 % |
| 2035 | [ha] | %-Anteil an Gesamtfläche | Werte der Cluster q |
| Aktueller Abbau | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Steilwand im Westen | 1,600 | 6,7 % | 29,0 % |
| Steinbruchwand im Osten und teilweise im Norden | 1,700 | 7,1 % | 51,0 % |
| Aktuelle Verfüllung | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Abgeschlossene Verfüllung | 18,500 | 77,1 % | 85,0 % |
| See | 1,000 | 4,2 % | 26,0 % |
| Werkfläche | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Ringwald im Osten | 0,200 | 0,8 % | 80,0 % |
| Ringwald im Süden | 1,000 | 4,2 % | 68,0 % |
| Sonstige Grünflächen | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Brache zum Abbau freigegeben | 0,000 | 0,0 % | 0,0 % |
| Summe | 24,000 | 100 % | |
| Durchschnittlicher ges. Naturraumwert 1927 | | | 75,7 % |

8 Auswertung

Entsprechend der obigen Tabellen läßt sich der Verlauf der Qualität (Funktionserfüllung) über der Zeit in einem $q(t)$ -Diagramm darstellen.

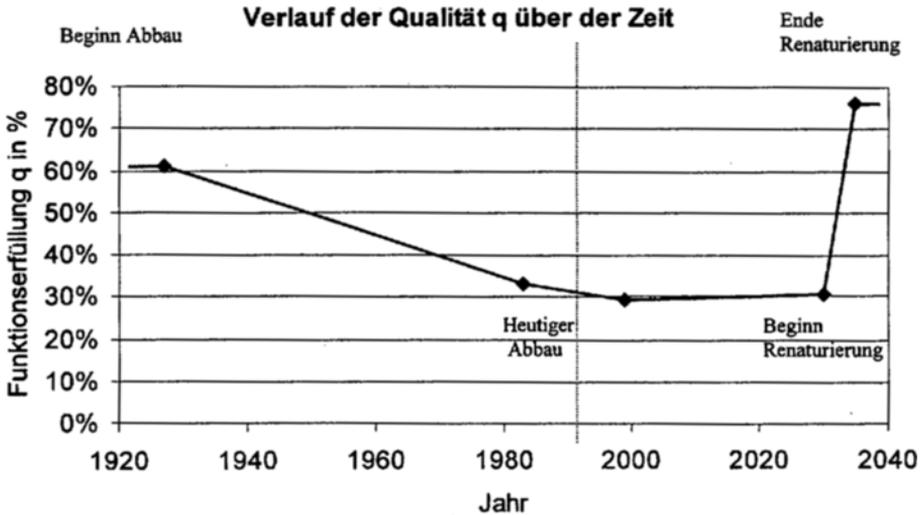


Abb. 10. Verlauf der Qualität q der Fläche über der Zeit.

Fig. 10. Quality (q) variations of area over time.

Die Fläche des Steinbruches wird dynamisch genutzt. Daß heißt in diesem Zusammenhang, daß die Veränderungen der Qualität der Fläche im betrachteten Zeitraum sehr stark sind. Da der Verlauf der Qualität q keine Aussagen bezüglich der Größe der in Anspruch genommen Fläche A zuläßt, ist die Flächengröße in die Berechnung zu integrieren. Es ergibt sich so der Naturraumwert $Q(t)$:

$$Q(t) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t) \cdot A_{\text{cluster}}$$

Interpretation: 1927 waren 19,16 ha in der Qualität 61,1 % vorhanden, was einem Wert $Q(t)$ von

$$Q(t_{1927}) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t_{1927}) \cdot A_{\text{cluster}} = 61,1 \% \cdot 19,16 \text{ ha} = 11,707 \text{ ha}$$

entspricht. 1983 waren 24 ha (die Oberfläche ist durch den Abbau vergrößert worden) in der Qualität 32,8% vorhanden.

$$Q(t_{1983}) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t_{1983}) \cdot A_{\text{cluster}} = 32,8 \% \cdot 24,00 \text{ ha} = 7,87 \text{ ha}$$

somit folgt entsprechend:

$$Q(t_{1999}) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t_{1999}) \cdot A_{\text{cluster}} = 29,1 \% \cdot 24,0 \text{ ha} = 6,98 \text{ ha}$$

$$Q(t_{2030}) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t_{2030}) \cdot A_{\text{cluster}} = 30,5 \% \cdot 24,0 \text{ ha} = 7,32 \text{ ha}$$

Durch die Renaturierungsmaßnahmen erfolgt eine Qualitätssteigerung der Fläche.

$$Q(t_{2035}) = \sum_i q_{\text{cluster}}(t_{2035}) \cdot A_{\text{cluster}} = 75,7 \% \cdot 24,0 \text{ ha} = 18,17 \text{ ha}$$

Das bedeutet, daß die voraussichtliche Qualität des Naturraumes nach den Renaturierungsmaßnahmen höher ist als die des Ackers vor Beginn der Steinbruchnutzung. Die

Dauer einer Nutzung ist ein weiterer Parameter, der zu integrieren ist. Dies folgt durch Integration. Dieses Vorgehen wird durch die Tatsache begründet, daß die Naturrauminanspruchnahme einer Fläche, die 20 Jahre lang genutzt wird, größer ist, als die einer 10 Jahre lang genutzten. Integriert man daher die obigen Werte von $Q(t)$ über die Zeit, erhält man die Naturrauminanspruchnahme I für das gewählte Zeitintervall.

$$I = \int_{t_{\text{Anfang}}}^{t_{\text{Ende}}} Q(t) dt = \int_{t_{1927}}^{t_{2035}} Q(t) dt = 955,2 \text{ ha} \cdot \text{a}$$

So ergibt sich I zu $955,2 \text{ ha} \cdot \text{a}$. Graphisch handelt es sich um die Fläche unter dem Graph zwischen den Zeitpunkten 1927 und 2035. Um die Höhe der Naturrauminanspruchnahme zu verdeutlichen wird der errechnete Wert auf ein Referenzsystem bezogen. Die Referenz ist die Situation vor der Maßnahme (hier: überwiegend Ackerbau). Dieser Wert errechnet sich aus der Qualität vor der Nutzung als Steinbruch (61,1 %) multipliziert mit der Zeitspanne 1927 bis 2035. Wäre also keine Steinbruchnutzung geschehen, wäre die Naturrauminanspruchnahme

$$61,1 \% \cdot 19,16 \text{ ha} \cdot (2030 \text{ a} - 1927 \text{ a}) = 1264 \text{ ha} \cdot \text{a}$$

Die Differenz, d. h. die gesamte Inanspruchnahme beträgt $1264 \text{ ha} \cdot \text{a} - 955 \text{ ha} \cdot \text{a} = 309 \text{ ha} \cdot \text{a}$.

Das Ergebnis ist auf einen Output zu beziehen. Der Output ist als der Nutzen der Fläche zu verstehen und in der Ökobilanz als funktionale Einheit definiert. Im Falle des Steinbruchs ist von 1927 bis 2035 eine Produktmenge von ca. 2.156.500 t Kalkstein gefördert worden.

Diese Produktmenge an Output wird nun auf die Naturrauminanspruchnahme bezogen, so daß sich bezogen auf $309 \text{ ha} \cdot \text{a}$ das Ergebnis zu $0,143 \text{ m}^2 \cdot \text{a} / t_{\text{Produkt}}$ ergibt. Es wird pro Tonne Produkt Kalkstein $0,143$ Quadratmeter und Jahre Naturraumqualität beeinflusst.

9 Ausblick

Aspekte, die einer weiteren Verfeinerung der Methode dienen, sind neben der Überprüfung weiterer Möglichkeiten zur Schließung von Datenlücken in der Funktionsberechnung durch Interdependenzen bei fehlenden Informationen, die Gewichtung der Funktionen untereinander. Sensitivitätsanalysen, durch Variation der Gewichtung, können Aufschluß geben, ob die Ergebnisse stabil sind, wenn unterschiedliche Wertesysteme angesetzt werden (z. B. ist die Erosion in den Alpen wichtiger einzustufen als im Schwarzwald). Die Normalisierung der Ergebnisse, d. h. der Bezug eines Ergebnisses der Naturrauminanspruchnahme auf eine Ressource „verfügbarer Naturraum“ ist ein weiterer Punkt zukünftiger Arbeiten.

10 Literatur

- CML, HEIJUNGS, R., 1992: Environmental LCA of product, Backgrounds, CML, Leiden.
 SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Guidelines for LCA 1993: Code of Practice.
 SETAC, Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 1999: Best available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in LCA.
 SCHLÜTER, H., 1987: Der Natürlichkeitsgrad der Vegetation als Kriterium der ökologischen Stabilität der Landschaft, Tokio.
 GUTSEDIT, E., KNAUER, P., SCHOLLES, P., 1989: Umweltqualitätsziele und Umweltstandards für die Umweltverträglichkeitsprüfung. Landschaft und Stadt, Stuttgart.
 LINDEIJER, E., 1997: The position of land use effects in LCA, IVAM ER.
 MÜLLER-WENK, R., 1998: Land Use the Main Threat to species, IWÖ.
 BLONK, H., LINDEIJER, E., 1996: Towards a methodology for taking physical degradation of ecosystems into account in LCA, IVAM Amsterdam.

- BASTIAN, O., SCHREIBER, K.-F., 1994: Analyse und Ökologische Bewertung der Landschaft, Umweltforschung.
- LESER, H., KLINK, H.-J., 1988: Handbuch und Kartieranleitung Geoökologische Karte 1:25000, Forschungen zur deutschen Landeskunde, Bd. 228, Trier.
- HYDROLOGISCHER ATLAS, Hrsg.: Deutsche Forschungsgemeinschaft: Hydrologischer Atlas der Bundesrepublik Deutschland, Bonn.
- MARKS, R., MÜLLER, J.-M., LESER, H., KLINK, H.-J., 1989: Anleitung zur Bewertung des Leistungsvermögens des Landschaftshaushaltes, Forschung zur deutschen Landeskunde, Band 229, Selbstverlag Trier.
- SCHAEFFER, F., SCHACHTSCHABEL, P., 1992: Lehrbuch der Bodenkunde, Enke Verlag, Stuttgart.
- UMWELTMINISTERIUM, Hrsg., 1995: Umweltministerium Baden-Württemberg: Bewertung von Böden nach ihrer Leistungsfähigkeit, Heft 31, Stuttgart.
- SCHROEDER, D., BLUM, E. H., 1992: Bodenkunde in Stichworten, Hirt/Borntraeger Verlag, Berlin/Stuttgart.
- MAYER, H., 1984: Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage, Fischer Verlag, Stuttgart/New York.
- SCHMIDT, R.-G., 1979: Probleme der Erfassung und Quantifizierung von Ausmaß und Prozessen der aktuellen Bodenerosion auf Ackerflächen, Basel.
- SCHMIDT, R.-G., 1988: Methodische Überlegungen zu einem Verfahren zur Abschätzung des Widerstandes gegen Bodenerosion.
- MÜCKENHAUSEN, E., 1985: Die Bodenkunde, DLG-Verlag, Frankfurt/Main.
- WISCHMEIER, W.-H., SMITH, D. D., 1978: Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. USDA, Agriculture Handbook, No 537.
- SCHWERTMANN, U., 1981: Vorausschätzung des Bodenabtrags durch Wasser in Bayern, Freising-Weihenstephan.
- BÖCKER, R., KOHLER, A., 1997: Abbau von Bodenschätzen und Wiederherstellung der Landschaft, Hohenheimer Umwelttagung, Heimbach Verlag.
- KLÖTZLI, F., 1983: Einführung in die Ökologie, Hallwag, Bern.
- BLUME, H.-P., SUKOPP, H., 1976: Ökologische Bedeutung anthropogener Bodenveränderungen. Schr.-R. f. Vegetationskunde, Bonn-Bad Godesberg.
- AG BODENKUNDE, 1982: Bodenkundliche Kartieranleitung, 3. Auflage, Hannover.
- KNÖPFEL, 1995: Indikatorensystem für die ökologische Bewertung des Transportes von Energie, Dissertation, ETH Zürich.
- LUDER, P., 1980: Das ökologische Ausgleichspotential der Landschaft, Dissertation, Universität Basel.
- Anschrift der Verfasser:* Dipl.-Ing. MARTIN BAITZ, Dipl.-Ing. JOHANNES KREISSIG, Dipl.-Geoökol. MARC-ANDREE WOLF, Universität Stuttgart, IKP, Abteilung Ganzheitliche Bilanzierung, Böblingerstrasse 78, 70199 Stuttgart, Deutschland, Tel.: +49-0711-641-2263, Fax: +49-0711-641-2264, E-mail: baitz@ikp2.uni-stuttgart.de, kreissig@ikp2.uni-stuttgart.de