

Dehydrogenaseaktivität
in biologisch und konventionell bewirtschafteten Böden
Schleswig-Holsteins

Von Susanne HALUSZCZAK, Winfried SCHRÖDER und Lutz VETTER, Kiel

Gliederung:

- 1 Problemstellung und Zielsetzung der Untersuchung
- 2 Standorte, Probenentnahme und -aufbereitung
 - 2.1 Standortauswahl
 - 2.2 Standortbeschreibung
 - 2.3 Probenentnahme
 - 2.4 Probenaufbereitung und Meßprogramm
- 3 Zeitlich und standörtlich differenzierende Beschreibung der Untersuchungsergebnisse
 - 3.1 Dehydrogenaseaktivität und Klima
 - 3.2 Dehydrogenaseaktivität und Bodentiefe
 - 3.3 Dehydrogenaseaktivität und Relief
 - 3.4 Dehydrogenaseaktivität und Bewirtschaftungsform
 - 3.5 Dehydrogenaseaktivität im jahreszeitlichen Verlauf
- 4 Statistische Analysen der Erhebungsbefunde
 - 4.1 Gesamtüberblick und jährlicher Verlauf der Dehydrogenaseaktivität im Ober- und Unterboden
 - 4.2 Statistische Zusammenhänge zwischen der Dehydrogenaseaktivität und relevanten Steuergrößen
 - 4.3 Synoptische Darstellung der Untersuchungsbefunde mittels BIPLLOT-Technik
- 5 Zusammenfassung und Ausblick
- 6 Zitierte Literatur

1 Problemstellung und Zielsetzung der Untersuchung

Agrarökosysteme unterscheiden sich von naturbelassenen Ökosystemen dadurch, daß ihre Entwicklung zum Klimaxstadium verhindert wird. Sie bleiben in einer frühen Sukzessionsstufe stehen und stellen somit labile Gefüge dar, welche stabilisierender Eingriffe bedürfen (DOMSCH 1985): So müssen beispielsweise biologische Aktivitäten und Regulationsvorgänge durch den Einsatz von Düngern und Pflanzenbehandlungsmitteln gesteuert werden. Mit dem biologischen Landbau, der sich vom konventionellen dadurch unterscheidet, daß er auf chemische Pflanzenbehandlungsmittel und Mineraldünger verzichtet und besonderes Augenmerk auf den Fruchtfolgegewechsel legt, versucht man, dem naturbelassenen Ökosystem näherzukommen. Dennoch werden damit ebenfalls „künstliche“, instabile Agrarökosysteme geschaffen. Mithin besteht ein Unterschied zwischen biologischer und konventioneller Landwirtschaft in der Art und Weise des anthropogenen Eingriffes (GRAF 1973).

Der Boden nimmt u.a. auch deshalb in Agrarökosystemen eine Zentralstellung ein, da er zahlreichen Mikroorganismen als Lebensraum dient. 1 bis 5 % der organischen Substanz im Boden bestehen aus lebender, stoffwechselaktiver Biomasse. Umgerechnet entspräche das – um einen bildlichen Vergleich heranzuziehen – 20 Großvieheinheiten pro Hektar, die ständig im Boden aktiv sind (BECK 1986a).

Erst in den letzten Jahren wird Politikern und Öffentlichkeit bewußter, daß auch die ökologischen Funktionen des Bodens zunehmend gefährdet sind: Der verstärkte Einsatz von chemischen Pflanzenbehandlungsmitteln und Mineraldüngern führt häufig zu irreparablen Schäden. Im Februar 1985 wurde deshalb von Regierung und Parlament eine Bodenschutzkonzeption formuliert. Dieser Entwurf geht davon aus, daß die Bodenfruchtbarkeit nicht nur durch den Eintrag von Schadstoffen gefährdet ist, sondern außerdem auch durch die heutigen Methoden der Landbewirtschaftung. Eine zentrale Forderung der Bodenschutzkonzeption lautet dahingehend, daß das Informationsdefizit durch Officialberatung zur Förderung einer standortgerechten und umweltschonenden Bodennutzung ausgeglichen wird (BMUNR 1988: TZ 239).

Eine solche Beratung von Landwirten über standortgerechte und umweltverträgliche Bodennutzung bedarf möglichst gesicherter ökologischer Erkenntnisse über die damit im Zusammenhang stehenden ökosystemaren Prozesse. Hierfür einen Teilbeitrag zu erbringen, ist das Ziel dieser Arbeit. Die ihr zugrunde liegenden Untersuchungen wurden im Rahmen eines vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit/Umweltbundesamt geförderten Forschungsvorhabens durchgeführt (FRÄNZLE et al. 1991; HALUSZCZAK 1991). Die in dieser Arbeit angestrebte Gegenüberstellung von ökologischem und konventionellem Landbau zielt auf eine Ergänzung bereits vorliegender Untersuchungsergebnisse ab (MARX 1990; REICHE 1990). Zu diesem Zweck wird geprüft, ob sich biologische Landbewirtschaftung im Vergleich zum konventionellen Landbau positiv auf Umwelt und Bodenfruchtbarkeit auswirkt. Dies geschieht an ausgewählten Standorten durch Messung der

Dehydrogenaseaktivität (im folgenden mit DHA abgekürzt), die die Stoffwechselleistung der im Boden befindlichen Mikroorganismen widerspiegelt. Ergänzend hierzu werden relevante Steuergrößen für die DHA untersucht. Im einzelnen handelt es sich dabei um zeitlich variable biologische, chemische und physikalische Bodenparameter (u.a. pH-Wert, Bodentemperatur und -feuchte) sowie die – zumindest im Beobachtungszeitraum – quasi-zeitinvarianten Standortfaktoren Relief, Bodentiefe sowie C_{org} - und Stickstoffgehalt. Die dynamischen Steuergrößen der DHA wurden wie diese selbst an 17 Standorten in monatlichem Turnus in der Zeit von Mai 1989 bis Mai 1990 quantitativ erfaßt (HALUSZCZAK 1991).

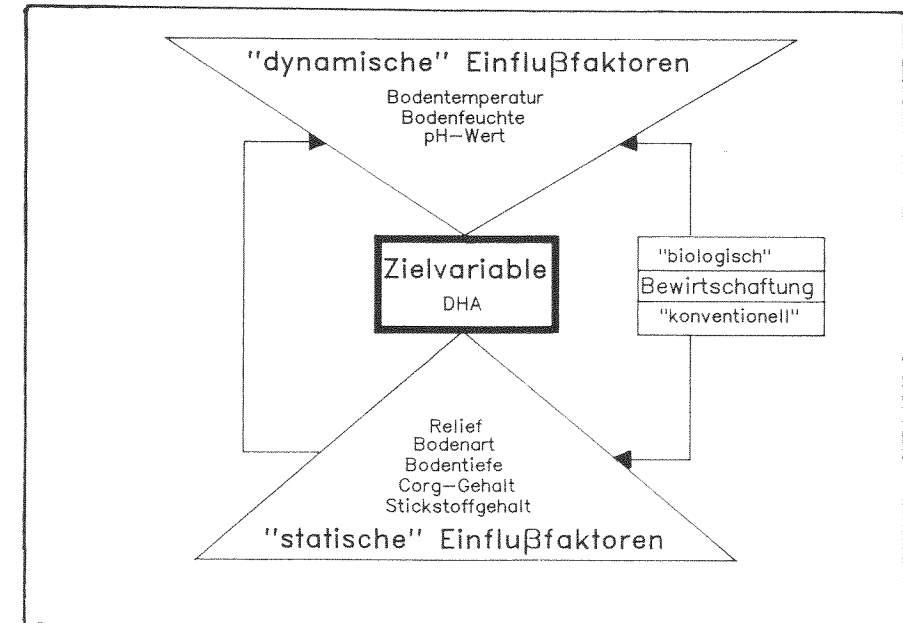


Abb. 1: Steuergrößen der Dehydrogenaseaktivität (Entwurf: W. SCHRÖDER)

2 Standorte, Probenentnahme und -aufbereitung

2.1 Standortauswahl

Für die in ihrer Zielsetzung oben knapp charakterisierten Untersuchungen wurden Bodenproben von einem konventionell bewirtschafteten Viehbetrieb und zwei organisch-biologisch ausgerichteten landwirtschaftlichen Produktionsstätten (hiervon einer mit Milchviehhaltung, der andere mit Gemüseanbau) herangezogen. Entscheidende Kriterien für die Standortwahl waren:

1. Die Bauernhöfe sollten eine möglichst geringe räumliche Distanz zueinander aufweisen. 2. Sowohl der konventionell als auch der organisch-biologisch wirtschaftende Viehbetrieb sollten vergleichbare Kulturen bzw. Feldfrüchte anbauen.

2.2 Standortbeschreibung

Das Untersuchungsgebiet befindet sich nahe der Siedlungen Wulfshagenerhütten und Schinkelerhütten (vgl. Tab. 1). Es liegt im mittleren Bereich des östlichen Hügellandes Schleswig-Holsteins in einem Endmoränengebiet jungpleistozänen Ursprungs (Weichselkaltzeit) mit Geschiebelehmen und Geschiebesanden als Ausgangsmaterial (TRAUTZ 1988). Parabraunerden und Braunerden sind die flächenmäßig dominierenden Bodentypen. Angaben über geographische Lage, Bewirtschaftung, Nutzung und Reliefgegebenheiten der Standorte, Entnahmetiefe der Proben sowie Bodenart der Beprobungspunkte sind in Tabelle 1 aufgeführt. In Abhängigkeit des Differenzierungsgrades der zur Verfügung stehenden Standortdaten lassen sich die geologischen und klimatischen Ausgangsbedingungen als vergleichbar einstufen und gestatten ein Ausklammern des makroklimatischen Faktorengefüges bei der Interpretation.

2.3 Probenentnahme

Die Bodenprobenentnahme für die vorliegende Untersuchung erfolgte monatlich von Mai 1989 bis Mai 1990. Lediglich bei den Standorten BioSWKup4,

Abkürzungsschlüssel zu Tabelle 1

KonSWKup4

Tiefe – 2: 0–20 cm
4: 21–40 cm
6: 41–60 cm

Relief – Kup: Kuppe
Sen: Senke

Feldfrucht – SW: Sommerweizen
FG: Futtergemisch
AB: Ackerbohne
GL: Grünland
DW: Dauerweide
WW: Welsches Weidelgras
KA: Kartoffeln
MA: Mais

Bewirtschaftungsform – Kon: konventionell
Bio: biologisch

Tab. 1: Versuchsplan

Standort-Nr	Abkürzung	UTMLänge	UTMBreite	Bewirtschaftung	Frucht	Relief	Tiefe	Bodenart
1S	BioSWSen	563110	6025600	biologisch	Sommerweizen	Senke	0–20 cm	sL
1K	BioSWKup2	563110	6025530	biologisch	"	Kuppe	0–20 cm	IS
1K	BioSWKup4	"	"	biologisch	"	Kuppe	21–40 cm	IS
1K	BioSWKup6	"	"	biologisch	"	Kuppe	41–60 cm	uS
2S	BioFGSen	563040	6025600	biologisch	Futtergemisch	Senke	0–20 cm	sL
2K	BioFGKup	563040	6025530	biologisch	"	Kuppe	0–20 cm	IS
3S	BioABSen	562980	6025700	biologisch	Ackerbohne	Senke	0–20 cm	sL
3K	BioABKup	562989	6025750	biologisch	"	Kuppe	0–20 cm	IS
4S	KonGLSen	562850	6026010	konven.	Grünland	Senke	0–20 cm	uL
4K	KonGLKup	562790	6026090	konven.	"	Kuppe	0–20 cm	IS
5S	BioGLSen	562960	6026030	biologisch	"	Kuppe	0–20 cm	uL
5K	BioGLKup	562980	6026100	biologisch	"	Senke	0–20 cm	sL
6	BioDW	562130	6026020	biologisch	Dauerweide	Kuppe	0–20 cm	IS
7	KonSW	562220	6026030	konven.	Wel. Weidelgras	"	0–20 cm	uL
8S	KonSWSen	562130	6026030	konven.	Sommerweizen	Senke	0–20 cm	sL
8K	KonSWKup2	562130	6026030	konven.	"	Kuppe	0–20 cm	sL
8K	KonSWKup4	562130	6026010	konven.	"	Kuppe	21–40 cm	sL
8K	KonSWKup6	"	"	konven.	"	Kuppe	41–60 cm	sL
9	BioKA	562460	6024810	biologisch	Kartoffel	"	0–20 cm	IS
10	KonMA2	562860	6025900	konven.	Mais	"	0–20 cm	IS
10	KonMA4	"	"	konven.	Mais	"	21–40 cm	IS
10	KonMA6	"	"	konven.	Mais	"	41–60 cm	IS
11	BioMA2	562580	6024880	biologisch	Mais	"	0–20 cm	sL
11	BioMA4	"	"	biologisch	Mais	"	21–40 cm	uL
11	BioMA6	"	"	biologisch	Mais	"	41–60 cm	uL

BioSWKup6, KonSWKup4 und KonSWKup6 wurde das Probengut ab August und am Standort KonGLSen ab September 1989 in einem vier- bis fünfwöchigen Abstand entnommen. An allen Standorten erfolgte die Probenentnahme jeweils zum selben Termin mittels eines Pürckhauer Bohrstockes. Es wurde eine Mischprobe aus 8 bis 10 Einschlügen hergestellt (FOISSNER et al. 1987). OBENAUF & SEEBOLDT (1986) setzen für die Erfassung von Bodenfruchtbarkeitsziffern bei heterogener Bodendecke 25, BECK (1986b) sogar 50 bis 100 Bohrungen an, wobei diese Zahlen für die Untersuchung ganzer Schläge gelten. Dies war bei der monatlichen Beprobung kleinräumiger Flächen im Rahmen dieser Arbeit nicht durchführbar. An dieser Stelle sei darauf verwiesen, daß sich die räumliche Aussagekraft („Repräsentanz“) und somit die adäquate Zahl und Anordnung von Meß- bzw. Beprobungspunkten nicht – so wie in dieser und in den meisten anderen Untersuchungen – a priori, sondern allenfalls a posteriori (d. h. etwa nach variogrammanalytischer Überprüfung) präzisieren läßt (SCHRÖDER et al. 1991).

2.4 Probenaufbereitung und Meßprogramm

Die Bodenproben wurden in feldfrischem Zustand innerhalb von 24 Stunden nach ihrer Entnahme auf 2 mm gesiebt, um eine Homogenisierung und Durchmischung des Bodenmaterials zu erreichen. Bodenproben für mikrobiologische Untersuchungen wurden im Kühlschrank maximal sieben Tage bei + 4°C gelagert. Für die bodenphysikalischen und -chemischen Analyseverfahren erfolgte eine Trocknung bei 35°C. Im einzelnen wurde die Ausprägung folgender Merkmale gemessen (vgl. HALUSZCZAK 1991):

- a) Korngrößen: kombiniertes Sieb- und Sedimentationsverfahren nach KÖHN;
- b) pH-Wert: potentiometrische Bestimmung mittels Glaselektrode;
- c) Bodenfeuchte: gravimetrische Bestimmung der Feuchtegehalte; durch Multiplikation des solcherart ermittelten Wertes mit der Lagerungsdichte (Annahme: 1.5) ergibt sich die Bodenfeuchte in Volumenprozent;
- d) Humusgehalt: Glühverlustbestimmung bei 550°C;
- e) Kohlenstoff/Stickstoff-Verhältnis: Titrationsmethode nach KJELDAHL, drei Messungen pro Jahr (zu a bis e vergleiche SCHLICHTING & BLUME 1966);
- f) biologische Aktivität: Dehydrogenaseaktivitätsbestimmung nach THALMANN (1967) dreier Parallelproben mit einer 0.8 % 2,3,5-Triphenyltetrazoliumchlorid-Lösung und einer Blindprobe zwecks Berücksichtigung der Eigenfärbung des Bodens (FISCHER et al. 1979). Die photometrische Bestimmung erfolgte mit einem Zeiss Spektralphotometer PM2 DL im Wellenlängenbereich von 490 nm. Die Angabe der Ergebnisse erfolgt in $ny \text{ Triphe-nylformazan (TPF) / 5 g trockenen Bodens (105^\circ\text{C}) = \text{Trockenmasse (TM)}$, wobei 1y 0.001 mg TPF/l entsprechen.

3 Zeitlich und standörtlich differenzierende Beschreibung der Untersuchungsergebnisse

3.1 Dehydrogenaseaktivität und Klima

Zur Einbeziehung des Klimas in die Auswertung wurden die Daten der Hauptklimastation des Deutschen Wetterdienstes Hohn bei Rendsburg und die Niederschlagswerte der Station Revensdorf nahe des Untersuchungsgebietes verwendet. Die Bodentemperaturen wurden mit Hilfe des Wasser- und Stoffhaushaltsmodells WASMOD/STOMOD simuliert (REICHE 1990). Vergleicht man die solcherart erhobenen Daten des Untersuchungszeitraumes mit den entsprechenden langjährigen Mitteln (1951 – 1980), so ergeben sich beim Niederschlag geringere Unterschiede in der Höhe als in der Verteilung. Insbesondere die Monate Mai, Juni, September und November des Jahres 1989 sowie der Februar des Jahres 1990 weichen entweder durch besonders hohe oder auffällig niedrige Werte ab. Das langjährige Mittel der Temperatur beträgt 8.2°C. Es wird während des Untersuchungszeitraumes um 1.5°C überschritten. Hierbei weisen die Monate Januar bis März 1990 deutlich erhöhte Werte auf; im Februar beträgt die Abweichung vom langjährigem Mittel 6.0°C. Mithin kann der Winter 1989/1990 als ausgesprochen mild bezeichnet werden.

In der Fachliteratur wird vielfach darüber diskutiert, ob die Temperatur oder aber die Feuchtigkeit (FEHÉR & FRANK 1938; ZADRAZIL 1971) einen größeren Einfluß auf die mikrobielle Aktivität hat. In früheren Arbeiten neigte man eher dazu, der Temperatur die größere Bedeutung beizumessen. In neuerer Zeit erachten viele Autoren die Feuchtigkeit als bedeutsamer. Nach FEHÉR & FRANK (1938) ist es fraglich, ob eine derartige monokausale Betrachtungsweise überhaupt sinnvoll ist. Vielmehr sei von komplexen Wechselwirkungen zwischen den beiden Faktoren Wasser und Wärme sowie der Entwicklung der Mikroflora auszugehen.

Nur selten (vgl. etwa: AHRENS & v. KLOPOTHEK 1970; MARX 1990) wird ein ganzjähriger Verlauf der Dehydrogenaseaktivität beschrieben. Die Probenentnahmetermine liegen im Falle mehrmaliger Beprobung meistens im Frühjahr und im Herbst oder über das Sommerhalbjahr verteilt (BEYER 1989; TRAUTZ 1988), da im Winterhalbjahr nur geringe Aktivitäten zu erwarten sind. Allgemein wird davon ausgegangen, daß die DHA ihr Maximum im Herbst parallel zum typischen jahreszeitlichen Wechsel des Mikroorganismenbesatzes mit Maxima im Herbst und Frühjahr und Minima im Winter und Sommer aufweist (BECK 1975; MÜLLER 1965). Dabei sind die Mikroorganismen im oberen Bodenhorizont denselben jahreszeitlichen Schwankungen ausgesetzt wie an der Bodenoberfläche.

Das Maximum der Dehydrogenaseaktivität im Herbst ist durch Ernterückstände verursacht, da diese ein erhöhtes Angebot an organischer Substanz für die Mikroorganismen darstellen. Diese Energiequelle fördert die Aktivität der Bodenlebewesen (BOGUSLAWSKI et al. 1976). Da die Ernterückstände im Verlaufe des Winterhalbjahres abgebaut werden und in diesem Zeitraum

geringere Temperaturen vorliegen, erfolgt eine Aktivitätsabnahme. Dies findet seine Erklärung im van't Hoff'schen Gesetz, demzufolge ein Temperaturanstieg von 10°C innerhalb reaktionsspezifischer Temperaturintervalle ungefähr einer Verdoppelung der Reaktionsgeschwindigkeit entspricht (KARLSON 1980). Enzymreaktionen steigern bei Temperaturerhöhung ihre Geschwindigkeit bis zu einer sogenannten Optimaltemperatur (HOFMANN & HOFFMAN 1955).

Die Abbildung 2 zeigt die Beziehung zwischen simulierter Oberbodentemperatur, gemessener Oberbodenfeuchte, Niederschlag der Meßstation Revensdorf und der gemessenen Dehydrogenaseaktivität im Oberboden als Mittelwert aller Standorte. Die Berechnung der Mittelwerte bzw. der Niederschlagssummen erfolgte jeweils zum Probenentnahmeterrmin. Die DHA-Werte sind arithmetische Mittel dreier Parallelen unter Berücksichtigung des Blindwertes für die Bodeneigenfärbung. Dem „Ausreißer“-Problem bei drei Parallelen wird mit Hilfe eines Tests nach BAHRENBURG & GIESE (1975) begegnet. Dazu erfolgt die Berechnung des arithmetischen Mittels (\bar{x}) und der Standardabweichung (s) von zwei Parallelen. Ein Wert wird dann als Ausreißer identifiziert, wenn er außerhalb des angegebenen Intervalls $\pm 4s$ liegt.

Im Beobachtungszeitraum von Mai 1989 bis Mai 1990 lassen sich für die DHA zwei Maxima beobachten: im Juni 1989 und im Februar 1990. In den Monaten September bis November ist ein nahezu gleichbleibendes Minimum festzustellen. Setzt man dazu die Bodenfeuchte und -temperatur in Beziehung, dann fällt das DHA-Maximum im Juni mit einem Feuchteminimum und das DHA-Maximum im Februar mit einem Feuchtemaximum zusammen. Bo-

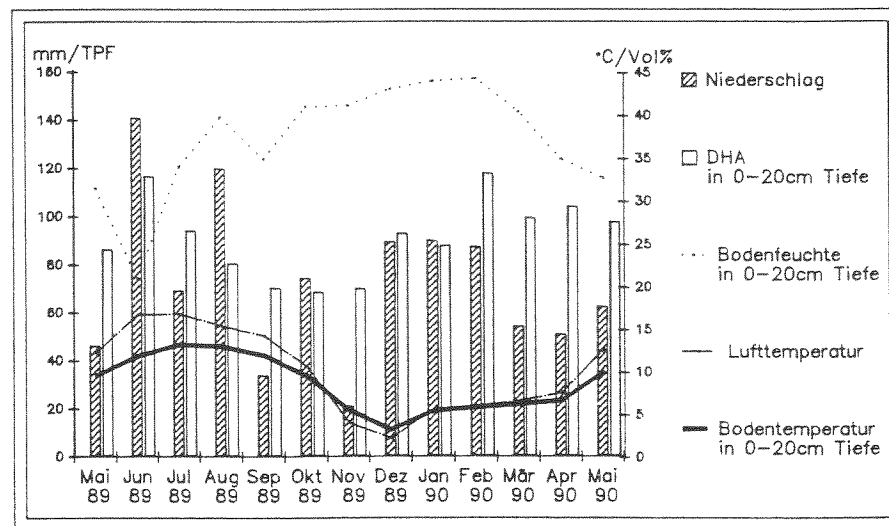


Abb. 2: Makro- und mikroklimatische Kennwerte

denfeuchte kann somit nicht allein auf die DHA wirken. Dies gilt auch für die Temperatur, da im Juni hohe und im Februar relativ geringe Temperaturen vorlagen.

Gemäß den oben aufgezählten Befunden müssen also noch andere Faktoren für den jahreszeitlichen Verlauf der DHA verantwortlich sein. AHRENS & v. KLOPOTHEK (1970) vermuten, daß die jahreszeitlichen Schwankungen der DHA durch die Vegetationsdecke bewirkt wird. Die im Rahmen dieser Arbeit registrierte unerwartet hohe DHA im Winter muß dennoch in Zusammenhang mit dem ausgesprochen warmen Winter gesehen werden. Die wenigen Tage mit Frost machen sich durch Depressionen im Januar und März bemerkbar. Die besonders ausgeprägte DHA im Februar ist auf die beständige Temperatur über dem Gefrierpunkt in diesem Monat zurückzuführen. Sie könnte jedoch auch infolge des Frostes Ende Dezember/Anfang Januar als eine Art Notproduktion, die sich erst einige Zeit später bemerkbar macht, gedeutet werden. Es ist anzunehmen, daß die – normalerweise bei länger anhaltenden Temperaturen unterhalb des Gefrierpunktes stattfindende – natürliche Selektion von Mikroorganismen während des Untersuchungsjahres ausgeblieben ist. Andernfalls wäre eine DHA, die stärker ist als im Herbst, schwer erklärbar. Übereinstimmend zur DHA war eine für die winterliche Jahreszeit starke Wachstumsphase auf Grünlandstandorten (vgl. Standort KonWW und KonSW) zu beobachten. Dies wirkt sich positiv über Wurzelauausscheidungen auf die DHA aus.

Ob die raum-zeitlichen Varianzen der DHA zufällig oder überzufällig sind, wurde mit dem Signifikanztest nach STUDENT (T-Test) überprüft. Die Variationskoeffizienten wurden nach PEARSON ermittelt. Dieses normierte Streuungsmaß gibt die Standardabweichung in Prozent des arithmetischen Mittels an. Es ermöglicht einen Vergleich der Standardabweichungen von Stichproben verschieden großen Umfanges.

Statistische Beziehungen zwischen Temperatur, Bodenfeuchte und DHA konnten – vermutlich aufgrund der Komplexität der Beziehungen der Parameter untereinander – nicht gefunden werden. Bisher wurde – soweit den Verfassern bekannt – auch kein statistisch abgesicherter Zusammenhang zwischen diesen drei Parametern in der Literatur beschrieben; die bestehenden Beziehungen wurden bislang nur qualitativ dargestellt.

3.2 Dehydrogenaseaktivität und Bodentiefe

Bei allen vier Standorten, an denen die DHA neben der Standardtiefe 1–20 cm auch in tieferen Bodenhorizonten, nämlich 21–40 cm und 41–60 cm, gemessen wurde, zeigt sich eine hoch signifikante Abnahme der DHA mit der Tiefe (Tab. 2). Eine Reduktion der Enzymaktivität und der Keimzahl mit der Tiefe ist von BECK (1973) beschrieben worden. DUTZLER-FRANZ (1977) fand nur in den obersten 30 cm nennenswerte Enzymgehalte und gibt die maximale Bodentiefe für den Nachweis der DHA mit 70–80 cm an. Nach ZADRAZIL (1971) bildet der Übergang der Krume zum Unterboden eine natürliche Grenze, die biologisch schwer erschlossen werden kann. Dieser Übergang ist maßgeblich für den „Knick“ in den Aktivitätskurven verantwortlich.

Tab. 2: DHA und Bodentiefe

	n	\bar{x}	$\pm s$	α
Oberboden 0–20 cm	52	63.3	17.6	***
Mitte 21–40 cm	48	23.1	12.8	***
Unterboden 41–60 cm	48	4.0	6.0	

In Abbildung 3 ist die vertikale Verteilung der DHA-Jahresmittelwerte in den drei untersuchten Tiefen dargestellt. Im oberen Horizont, dem sogenannten Bearbeitungshorizont, ist die DHA am ausgeprägtesten. Sie sinkt nach unten hin kontinuierlich ab, wobei für drei der Standorte die noch mit der Methode nach THALMANN (1967) meßbaren Werte bereits in einer Tiefe von 41–60 cm erreicht ist. Auffällig verhält sich der biologisch bewirtschaftete Maisstandort (vgl. Nr. 11 in Tabelle 1), der in beiden unteren Horizonten mit Abstand eine intensivere DHA aufweist als die anderen Standorte. Ebenfalls sind der C_{org} -Gehalt und der N_t -Gehalt an diesem Standort in der Tiefe überdurchschnittlich hoch. Zu vermuten ist, daß die günstige Bodenart (schluffiger Lehm) und die Lage des Standortes in einer leichten Senke die Enzymtätigkeit fördern. Eine Abhängigkeit der Aktivität von der Bodenart fand auch DUTZLER-FRANZ (1977). Es ist schwer zu beurteilen, ob die geringere Abnahme der DHA mit der Tiefe an diesem Standort in Zusammenhang mit der biologischen Bewirtschaftung gesehen werden kann.

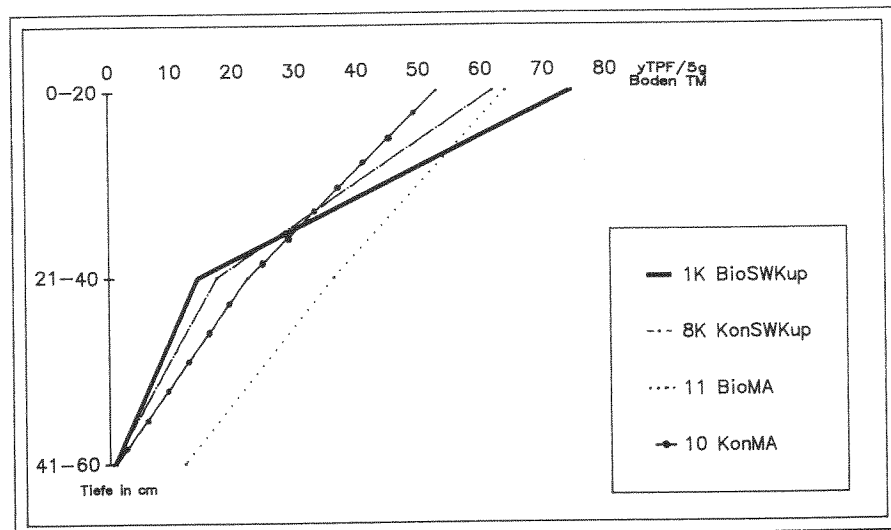


Abb. 3: Vertikale Verteilung der DHA

Abbildung 3 zeigt außerdem die Abnahme der DHA mit steigender Bodentiefe in Abhängigkeit von der Anbaufrucht. Bei Sommerweizen sinkt die DHA unabhängig von der Bewirtschaftung – beim biologischen und konventionellen Standort etwas stärker – fast sprunghaft unterhalb des Pflughorizontes ab. Bei den Maisstandorten verläuft die Abnahme beinahe linear, was auf die tiefe Durchwurzelung von Maispflanzen zurückzuführen ist. Hier spielt der positive Effekt der Rhizosphäre eine Rolle, der sich stimulierend auf die Mikroorganismen-tätigkeit auswirkt. Die Mikroorganismen nutzen dabei die postmortalen Zerfallsprodukte von Wurzeln und Wurzelhaaren sowie deren aktiv ausgeschiedene Stoffe (BORSTEL 1961).

3.3 Dehydrogenaseaktivität und Relief

An sechs verschiedenen Standorten wurden jeweils in Senken- und Kuppenbereichen Bodenproben untersucht. Dabei betrug der Höhenunterschied zwischen Kuppen und Senken 1 bis 3 m. Die Standorte wurden so ausgewählt, daß die Senken nicht im direkten Einflußbereich von Vorflutern liegen, da hier durch hydrologische Besonderheiten kein unmittelbarer Vergleich zur Kuppe möglich ist. Weiterhin durften sich die Senken nicht am Rand der Feldschläge befinden, da hier bearbeitungstechnisch andere Verhältnisse als im Kuppenbereich gegeben sind. Somit wurden kleinräumig ausgeprägte Kuppen und Senken glazialen Ursprungs beprobt. Weitere Auswahlkriterien waren der Anbau unterschiedlicher Feldfrüchte und die Bewirtschaftungsweise. Es wurden Flächen mit Sommerweizen und Grünland in biologischem und konventionellem Landbau beprobt sowie zusätzlich im biologischen Landbau Äcker Futtergemisch und Ackerbohne.

Die Ergebnisse sind aus Tabelle 3 ersichtlich. Dabei wurde ein hochsignifikanter Unterschied zwischen den Oberböden der Senken- und Kuppenstandorte zu allen Probenentnahmetermi- nen festgestellt. Die Senken weisen dabei im Mittel ($\bar{x} = 98.8$ TPF, $n = 75$) einen höheren Wert als die Kuppen ($\bar{x} = 84.9$ TPF, $n = 78$) auf. Dies ist durch erhöhten Eintrag organischer Substanz bedingt, die zum Teil von den höher gelegenen Kuppen in die Senken eingeschwennt wird. Auch hat der erhöhte Wassergehalt in den Senken eine positive Wirkung auf die DHA.

Tab. 3: DHA und Relief

	n	\bar{x}	$\pm s$	α
Kuppe Oberboden	78	84.9	30.3	3.4E-7
Senke Oberboden	75	98.8	26.9	***

3.4 Dehydrogenaseaktivität und Bewirtschaftungsform

Eine Sichtung der Fachliteratur belegt, daß zahlreiche Versuche unternommen worden sind, die Auswirkungen verschiedener Bewirtschaftungsformen auf die DHA und andere mikrobiologische Aktivitätsparameter zu ermitteln. Eine vergleichende Betrachtung einer Reihe der dokumentierten Untersuchungen ergibt keine eindeutige Tendenz. Mehrere Arbeiten belegen, daß die mikrostandörtlichen Gegebenheiten größeren Einfluß auf die bodenbiologischen Verhältnisse haben als das jeweilige Bewirtschaftungssystem (BECK 1986c; DIEZ & WEIGELT 1986). Um dies auszuschließen, müßten absolut identische Untersuchungspaare herangezogen werden. Dies ist aber nicht möglich, da die pedologischen Verhältnisse in der untersuchten Jungmoränenlandschaft bereits auf kleinstem Raum stark variieren. Es kann daher lediglich tendenziell eine Unterscheidung vorgenommen werden. Dabei spielen die Anzahl der Untersuchungspaare, die Auswahl der Standorte und die Unterschiede zwischen den verschiedenen Standorten eine entscheidende Rolle.

Für den Vergleich der DHA unter dem Einfluß verschiedener Bewirtschaftungsformen werden diejenigen Standorte herangezogen, die in Feldfrucht, Reliefhöhe und Bodentiefe übereinstimmen. Es zeigt sich, daß ein signifikanter Unterschied der DHA mit $\alpha = 0.02$ lediglich für den Unterboden belegbar ist (vgl. Tab. 4). Dieses Ergebnis wird maßgeblich durch den bereits beschriebenen biologisch bewirtschafteten Maisstandort (Kap. 3.2) bestimmt.

Vergleicht man die einzelnen Standorte miteinander, so ergeben sich bei den neun Versuchspaaren in drei Fällen statistisch abgesicherte Werte. In sieben Fällen liegt der Mittelwert der biologisch bewirtschafteten Standorte über dem der konventionellen. Diese Daten sind allerdings nicht alle abgesichert. Dennoch läßt sich die Tendenz feststellen, daß an biologisch bewirtschafteten Standorten eine erhöhte DHA zu beobachten ist.

3.5 Dehydrogenaseaktivität im jahreszeitlichen Verlauf

Bei dem folgenden Beispiel handelt es sich um den Vergleich der DHA-Jahresmittelwerte zweier Sommerweizenstandorte mit unterschiedlicher Bewirtschaftung. Aufgrund der sehr ähnlichen bodenchemischen und -physikalischen

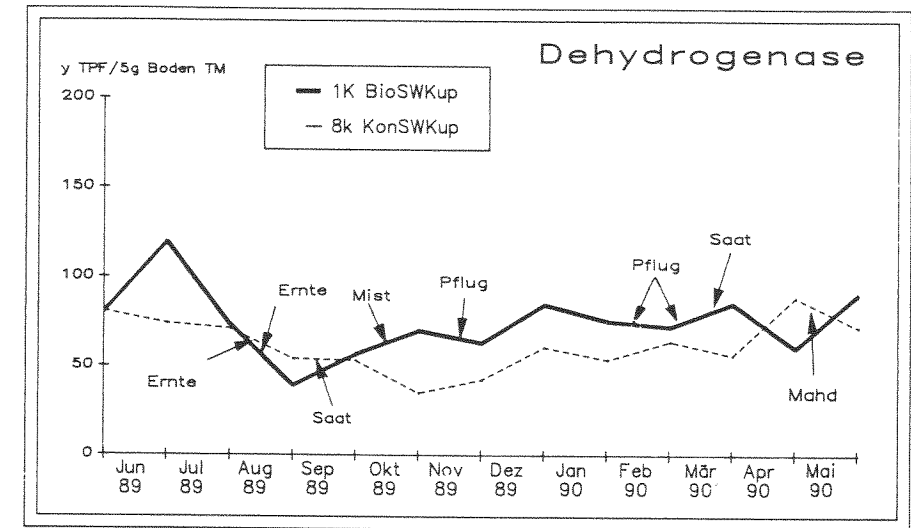


Abb. 4: Biologisch und konventionell angebaute Sommerweizen in Kuppenlage

Eigenschaften ist der biologisch bewirtschaftete mit dem konventionell genutzten Standort gut vergleichbar (vgl. Tab. 5). Es besteht lediglich ein größerer Unterschied in der Bodenart: Der Sandgehalt ist bei diesem Standort geringer als bei jenem. Der dennoch höhere DHA-Wert beim biologisch angebauten Sommerweizen könnte durch die Zufuhr von organischem Material, z.B. in Form von Mist, bedingt sein.

Wie aus der Abbildung 4 ersichtlich, gestaltet sich der jahreszeitliche Verlauf der DHA an diesen beiden Standorten ähnlich, jedoch unterliegt der biologisch bewirtschaftete Standort stärkeren Schwankungen. Dies ist bearbeitungstechnisch begründet. Erstaunlich ist der kontinuierlich höhere Verlauf des BioSW während des Winters, obwohl zwischen September und März keine Vegetation auf dem Schlag steht. Auf dem KonSW wird im August Welsches Weidelgras eingesät, welches während der Wintermonate 10 bis 20 cm hoch ist. Diese Aktivitätsdifferenzen sind möglicherweise durch die unterschiedliche Bewirtschaftung zu erklären.

Tab. 4: DHA und Bewirtschaftungsform

	n	\bar{x} TPF	$\pm s$	α
Bio Oberboden	65	86.2	27.1	0.64
Kon Oberboden	62	88.9	35.8	
Bio Unterboden	48	16.7	10.4	0.02
Kon Unterboden	48	15.5	11.1	

Tab. 5: Pedologische Kenndaten zweier Sommerweizenstandorte

	TPF y/5g	pH H ₂ O	Feuchte Vol%	C _{org}	N _t	C/N	Boden- art	T %	U %	S %
Bio	74.6	6.7	16.7	3.6	0.121	16.7	IS	10.4	31.3	58.3
Kon	61.9	7.2	18.9	3.9	0.119	17.7	sL	17.2	30.8	49.7

4 Statistische Analysen der Erhebungsbefunde

4.1 Gesamtüberblick und jährlicher Verlauf der Dehydrogenaseaktivität im Ober- und Unterboden

Für eine Kennzeichnung der Verteilung der gesamten DHA-Daten bieten NOTCHED-BOX-AND-WHISKER-Plots übersichtliche graphische Darstellungen (vgl. Abb. 5). Zum einem wird die Spanne zwischen Minimal- und Maximalwert aufgezeigt. In diesem Fall liegt sie für den Oberboden zwischen 28.2 und 427.0 TPF / 5 g trockenen Bodens. Zum anderen stellt die BOX die interquartile Differenz dar, die hier zwischen 63.1 und 109.1 TPF liegt. Sie wird durch den Median geteilt. Er beträgt 81.7 TPF. Weiterhin verdeutlicht die Graphik, daß die Meßwerte linksschief verteilt sind, was bei ökologischen Fragestellungen häufig der Fall ist. Eine nicht symmetrische Verteilung von Daten ist vielfach dadurch gegeben, daß ein Merkmal einen bestimmten Schrankenwert nicht unter- oder überschreiten kann, somit zu einer Seite in der Variationsmöglichkeit gehemmt ist (SACHS 1984). Der Grund hierfür ist darin zu sehen,

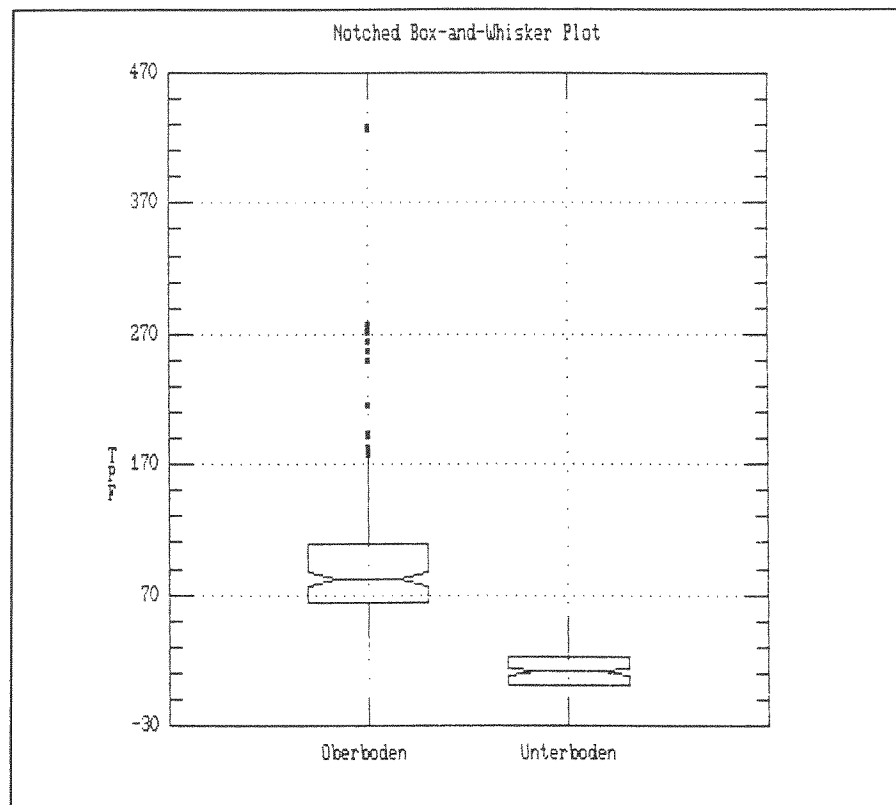


Abb. 5: Notched-Box-and-Whisker-Plot der DHA für Ober- und Unterboden

daß in diesen Fällen die Meßskalen häufig einen willkürlich festgelegten Nullpunkt aufweisen. Liegt ein Wert außerhalb der eineinhalbfachen interquartilen Differenz (= WHISKER), dann wird er als einzelner Punkt dargestellt und somit als Ausreißer markiert.

Eine sichtlich andere Verteilung der Daten ergibt sich, wenn man die Werte für die Unterböden (21–40 bzw. 41–60 cm) betrachtet: Erwartungsgemäß liegt deren Median deutlich niedriger als der Median der Oberbodenwerte, nämlich bei 11.0 TPF. Die Werte rangieren zwischen 0 und 53.1 TPF.

Die NOTCHED-BOX-AND-WHISKER-Plots beinhalten eine weitere wichtige Information. Die Einkerbung innerhalb der Box markiert das Vertrauensintervall: Wenn die Einkerbungen zweier Variablen nicht überlappen, wie es hier der Fall ist, so besteht ein signifikanter Unterschied dieser Variablen auf dem 95 %-Niveau. Dies ist ein zu erwartendes Ergebnis, da davon ausgegangen werden kann, daß ein Unterschied der DHA zwischen Oberboden und Unterboden aufgrund unterschiedlicher Lebens- und Bodenverhältnisse für Mikroorganismen besteht.

4.2 Statistische Zusammenhänge zwischen Dehydrogenaseaktivität und relevanten Steuergrößen

Für die Berechnung des statistischen Zusammenhanges zwischen den verschiedenen gemessenen Merkmalen wurde der Rangkorrelationskoeffizient nach SPEARMAN verwendet. Dieses parametrische Verfahren hat den Vorteil, daß es auch bei einem Stichprobenumfang mit $n < 30$ angewendet werden kann und keine Normalverteilung voraussetzt. Die zweidimensionale Stichprobe (x_i, y_i) kann also einer beliebigen, stetigen Verteilung entstammen. Außerdem wird die Wirkung von Ausreißern abgeschwächt (SACHS 1984). Eine echte Korrelation liegt nur dann vor, wenn der errechnete Korrelationskoeffizient höher liegt als der r_s^* für das ausgewählte Signifikanzniveau des jeweiligen Stichprobenumfanges. Für die Korrelationsanalysen wurde die einseitige Fragestellung mit dem Vertrauensniveau von $\alpha = 0.05$ (*), $\alpha = 0.01$ (**) und $\alpha = 0.001$ (***) gewählt und eine Rangkorrelationskoeffizienten-Matrix nach SPEARMAN erstellt. Eine Zusammenfassung der Ergebnisse zeigt Tabelle 6.

Dehydrogenaseaktivität und C_{org}

Es bestehen an allen miteinander verglichenen Standorten z. T. hochsignifikante Korrelationen zwischen der DHA und dem organischen Kohlenstoffgehalt. Dieser große Einfluß des organischen Kohlenstoffes auf die DHA ist vielfach in der Literatur beschrieben worden, wobei DUTZLER-FRANZ (1977) eine positive Korrelation nur im neutralen Bereich nachweisen konnte. Auch bei den hier untersuchten Böden liegt der pH-Wert aller Standorte um den Neutralbereich (pH 5.9–7.5). TRAUTZ (1988) und MÜLLEBNER (1984) fanden eine hohe Korrelation zwischen DHA und Kohlenstoffgehalt ($r = 0.9$, $\alpha = 0.01$ im neutralen Bereich). Die Abhängigkeit der DHA von der organischen Sub-

Tab. 6: Rangkorrelationskoeffizienten-Matrix nach SPEARMAN

		C _{org}	Feuchte	Nges.	H ⁺ -Kon.	Ton	Schluff	Sand
Mittel n	DHA 25	0.6975 ***	0.5885 **	0.7661 ***	-0.2131	0.2516	0.5216 *	-0.4015 *
Oberboden n	DHA 17	0.6052 **	0.4167 *	0.5018 *	-0.3554	0.4484 *	0.5202 *	-0.5221 *
Unterboden n	DHA 8	0.7785 *	0.6190 *	1.0000 ***	-0.0714	0.1190	0.2143	-0.2381
Senke n	DHA 6	0.9276 **	0.9429 **	0.8697 *	0.7143	0.4928	0.4857	-0.6000
Kuppe n	DHA 7	0.6847 *	0.4286	0.3424	0.3214	0.0184	0.6001	-0.1071
Biologisch n	DHA 15	0.4562 *	0.3821	0.6095 **	-0.3893	0.3059	0.2893	-0.3393
Konven. n	DHA 10	0.9394 ***	0.8424 **	0.9483 ***	0.0788	0.1459	0.7139 *	-0.4667
Bio Oberb. n	DHA 11	0.5343 *	0.3455	0.3872	-0.5273 *	0.4612	0.4000	-0.5273 *
Kon Oberb. n	DHA 6	0.7714 *	0.4857	0.7537	0.0857	0.5218	0.8407 *	-0.6571

stanz ist damit zu erklären, daß Mikroorganismen und Bodentiere als C-heterotrophe Lebewesen ihre Energie aus dem reduzierten Kohlenstoff der organischen Substanz gewinnen (DOMSCH 1985; SCHLEGEL 1985). Die Zufuhr von organischer Substanz stellt die Energieversorgung der Bodenlebewesen sicher. Ein höheres Angebot an organischer Substanz führt zu höheren mikrobiologischen Aktivitäten. Diese wird von der Qualität, der Quantität, dem Zeitpunkt sowie der Art und Weise der Zufuhr der organischen Substanz mitbestimmt (MARKUS et al. 1987).

Dehydrogenaseaktivität und pH-Wert

Da der pH-Wert als negativer dekadischer Logarithmus (Intervallskala) von Wasserstoffionenkonzentrationen definiert ist, muß bei Verrechnung mit ratiomalskalierten Daten eine Entlogarithmierung vorgenommen werden. Bei den durchgeführten Korrelationsberechnungen konnte nur in einem Fall (Oberböden biologisch bewirtschafteter Standorte) eine gesicherte negative Korrelation ($\alpha = 0.05$) festgestellt werden.

Dehydrogenaseaktivität und Feuchte

Zwischen der DHA und den Bodenfeuchtwerten aller Standorte ($n = 25$) besteht eine signifikante Korrelation ($r = 0.5885$ mit $\alpha = 0.01$, vgl. Tab. 6). Beim Einzelvergleich der verschiedenen Bodeneinheiten werden z.T. charakteristische Unterschiede zum Mittel aller Standorte festgestellt. So ließ sich keine statistisch abgesicherte Beziehung zwischen der DHA und der Feuchte im Oberboden auf der Kuppe, in allen Bodenhorizonten der biologischen Standorte sowie in den konventionell und biologisch bewirtschafteten Oberböden ermitteln. Dies könnte damit zusammenhängen, daß eine stark ausgeprägte DHA an sehr feuchten Standorten anzutreffen ist (KonGLSen, BioGLSen, BioDW), der hohe Feuchtegehalt aber nicht die intensive DHA bedingt. Im Unterboden liegen geringere Feuchtegehalte als im Oberboden vor. Die niedrigen DHA-Werte im Unterboden sind aber nicht hauptsächlich durch den Wassergehalt bestimmt, sondern durch andere standörtliche Einflüsse. Die berechnete positive Korrelation zwischen der DHA und dem Feuchtegehalt der Proben täuscht somit eine nicht gegebene „Ursache-Wirkungs-Beziehung“ vor.

Dehydrogenaseaktivität und Stickstoff

Die Korrelationskoeffizienten zwischen der DHA und dem N_T-Gehalt der untersuchten Bodeneinheiten sind sehr unterschiedlich (vgl. Tab. 6). Bemerkenswert ist der hohe Korrelationskoeffizient von $r = 1.0$ zwischen der DHA und dem N_T-Gehalt im Unterboden. Das zeigt, daß bei der DHA-Abnahme mit der Tiefe der N_T-Gehalt im selben Umfange abnimmt.

Dehydrogenaseaktivität und Bodenart

Eine eindeutige Aussage über die Beziehung zwischen verschiedenen Korngrößenklassen und der DHA ist nicht möglich, da zu wenig statistisch abgesicherte Werte vorliegen. Dennoch läßt sich eine Tendenz andeuten: Es liegt eine negative Korrelation zwischen der DHA und dem Sandgehalt vor, und es besteht eine positive Korrelation zum Schluffgehalt.

Zur graphischen Verdeutlichung der Beziehung zwischen DHA und Bodenart wurden Polygondiagramme gewählt (vgl. Abb. 6). Diese gestatten einen Einblick in korrelative Zusammenhänge: Jedes Polygon repräsentiert einen der 25 Standorte. Die verschiedenen Strahlen stellen die gemessenen Merkmale dar. Die Skalierung der Strahlen erfolgt derart, daß der Mittelpunkt des Strahls genau mit dem Mittelwert der Datenreihe und der Endpunkt des Strahls mit deren Maximalwert übereinstimmt. Die Strahlenlängen repräsentieren die Standardabweichung als das Zweifache von der Standardabweichung in der Grundgesamtheit. Aufgrund der Beziehung zwischen Textur und DHA an den Untersuchungsstandorten ergeben sich drei Hauptgruppen mit jeweils einer Untergruppe für die Unterböden, die sich in ihrer Darstellungsform durch ähnliche Ausbreitung des Polygons charakterisieren lassen (vgl. Abb. 6).

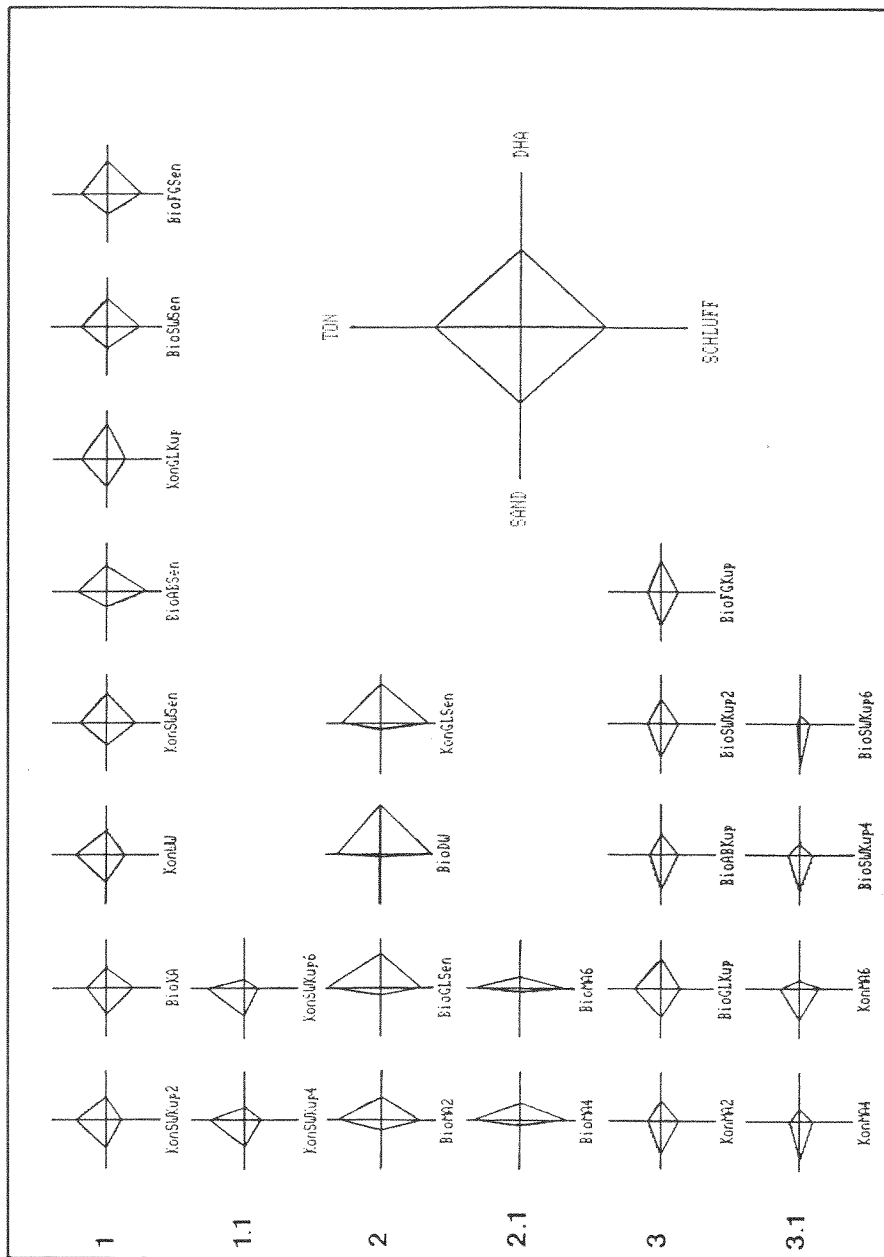


Abb. 6: Polygondiagramm der DHA und der Korngrößen aller Standorte

Bei Gruppe 1 liegen die DHA, der Ton-, Schluff- und Sandgehalt um den Mittelwert der dargestellten Variablen. Die Bodenart dieser acht Probenentnahmestellen ist sandiger Lehm. Das Subset 1.1 (Unterböden) unterscheidet sich von der Hauptgruppe durch eine geringere DHA, einen geringeren Schluffanteil und einen etwas über dem Mittelwert liegenden Sandgehalt. Die Besonderheit der Gruppe 2 besteht darin, daß die Werte für die DHA, Ton- und Schluffgehalte den Mittelwert aller Standorte übersteigen. Der Sandgehalt ist geringer als der Mittelwert aller Standorte. Für die Unterbodenklasse 2.1 ergibt sich ein ähnliches Bild: Die DHA ist – verglichen mit den anderen Werten für Unterböden – relativ hoch. Auch wird der geringe Sandgehalt in Relation zum Gesamtgehalt aller Beprobungspunkte deutlich. Als Hauptcharakteristika der Gruppe 3 sind der unter dem Mittelwert aller Standorte rangierende Ton- und Schluffgehalt und ein um dem Mittelwert aller Standorte liegender Sandgehalt. Die DHA kommt dem Mittelwert sehr nahe. In der Gruppe 3.1 (Unterböden) sind die Abweichungen vom jeweiligen Mittelwert sehr extrem, woraus ausgeprägt asymmetrische Polygone resultieren.

Dehydrogenaseaktivität und Relief

Statistisch abgesicherte Assoziationen zwischen der DHA und dem C_{org} -Gehalt, der Feuchte und den N_i -Gehalten ergeben sich bei den Senkenstandorten. Bei den Kuppenstandorten liegen nur zwischen der DHA und dem C_{org} -Gehalt abgesicherte Werte vor, wobei der Korrelationskoeffizient niedriger ist als für die Senkenstandorte. Dies ist damit zu begründen, daß der C_{org} -Gehalt einen sehr großen Einfluß auf die DHA hat. Er ist in den Senken immer höher als an Kuppenstandorten und bedingt somit eine höhere Korrelation. Die besonderen standörtlichen Gegebenheiten in der Senke – extrem hoher C_{org} -, Feuchte- und N_i -Gehalt – bringen die Wechselbeziehungen zwischen diesen drei Parametern besonders gut zum Ausdruck.

4.3 Synoptische Darstellung der Untersuchungsbefunde mittels BIPLLOT-Technik

Die bisher erörterten statistischen Auswertungen des Datenmaterials bezogen sich jeweils auf die Korrelation zweier Merkmale. Solche zweidimensionalen Betrachtungen haben ihre Berechtigung, sind jedoch weniger geeignet für eine synoptisch-vergleichende und zusammenfassende Bewertung von Ergebnissen mehrdimensionaler Untersuchungen geeignet. Deshalb soll an dieser Stelle eine multivariate Analyse der Untersuchungsdaten erfolgen. Dazu wurde das Biplot-Verfahren von GABRIEL (1971) verwendet. Diese Technik zur Analyse mehrdimensionalen Datenmatrizen bietet die Möglichkeit, statistische Zusammenhänge zwischen gemessenen Merkmalen sowie deren Beziehung zu den Merkmalsträgern in einer Abbildung darzustellen. In der Graphik

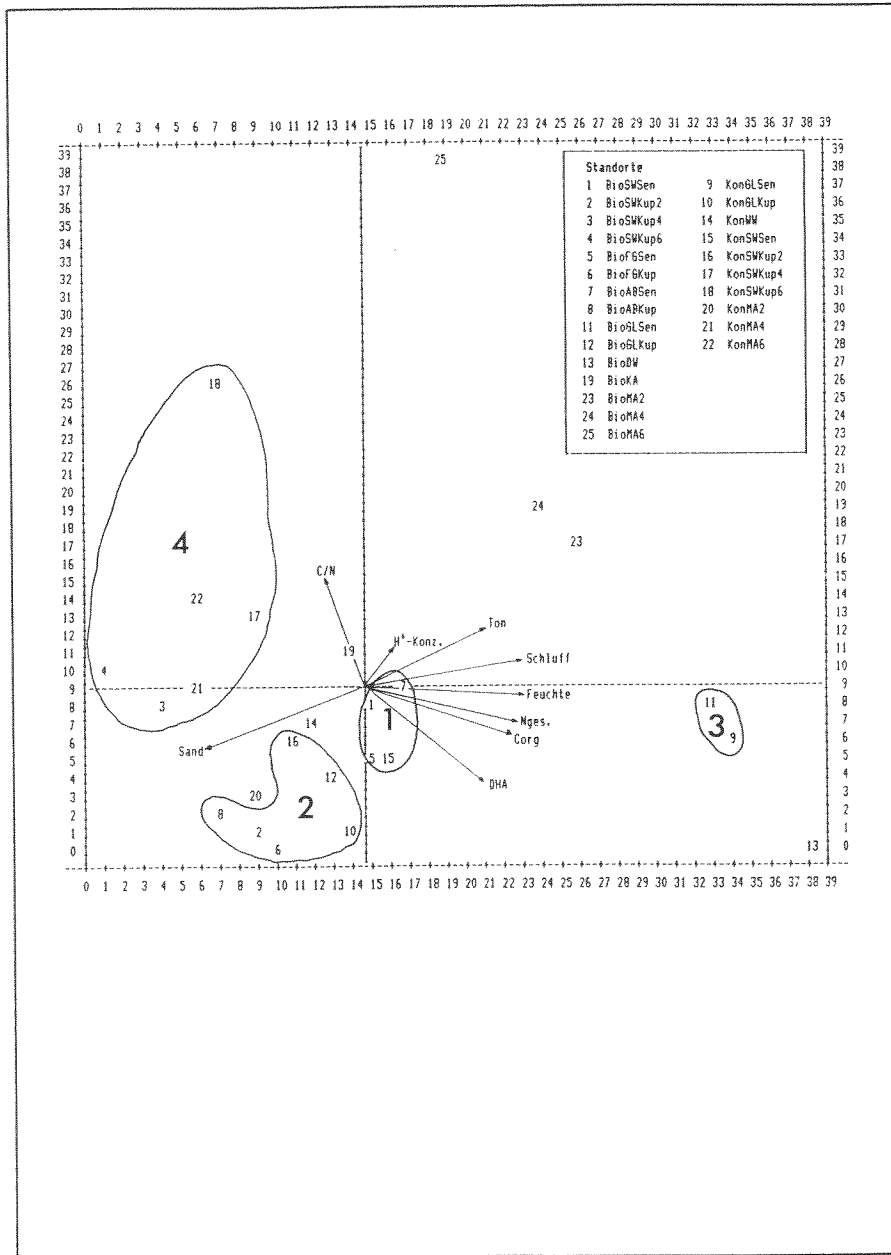


Abb. 7: Biplot der Bodenparameter und Standorte

werden Variablen (Merkmale) als Vektoren und Merkmalsträger (hier: Standorte) als Punkte dargestellt. Die Länge der Vektoren stellt die Merkmalsvarianz dar, die Lage zweier Vektoren zueinander beschreibt den statistischen Zusammenhang zwischen den Variablen. Die Korrelation berechnet sich aus dem Cosinus des Winkels zwischen den entsprechenden Vektoren. Bei einem Winkel beispielsweise von 90° ist der Cosinus 0, somit besteht kein statistischer Zusammenhang. Je enger der Winkel, desto höher die Korrelation. Das Centroid, der Vektorenausgangspunkt, stellt den Mittelwert der Variablen dar (GABRIEL 1980).

Zur Beurteilung der Aussagekraft eines Biplots wird die Approximationsgüte herangezogen. Sie ist ein Maß für die Genauigkeit, mit der die mehrdimensionalen statistischen Beziehungen zwischen k Merkmalen (Variablen) und n Merkmalsträgern (Objekten) in einer zweidimensionalen Graphik abgebildet werden. Die hierbei auftretenden Ungenauigkeiten lassen sich veranschaulicht vergleichen mit den Verzerrungen beim Überführen der Kugelgestalt der Erde in das zweidimensionale Relativ 'Karte'. Die Approximationsgüte des Biplots der Ergebnisse dieser Untersuchung beträgt 77.5 % und erscheint somit als ausreichend für eine vorsichtige Interpretation.

Ein Biplot ermöglicht nach obigen Ausführungen die – visuelle – Suche nach Gruppierungen von Merkmalsträgern im Hinblick auf die Ausprägungsähnlichkeit mehrerer an ihnen gemessener Merkmale. Der Abbildung 7 ließen sich folgende, durch eingezeichnete Linien markierte Gruppierungen entnehmen:

- Gruppe 1 vereinigt vier Senkenstandorte (1, 5, 7, 15) mit geringem Höhenunterschied zur Kuppe.
- Gruppe 2 umfaßt Kuppenstandorte (2, 6, 8, 10, 12, 16), deren räumliche Nähe zu den Senkenstandorten (Gruppe 1) erkennbar ist und auf deren Gemeinsamkeit hinweist.
- Gruppe 3 beinhaltet zwei extreme Senkenstandorte (9, 11), die sich aufgrund stärkerer Höhenunterschiede sichtbar von den Kuppen (10, 12) unterscheiden.
- Gruppe 4 setzt sich zusammen aus den Unterböden der Standorte 3, 4, 17, 18, 21 und 22.

Das Biplot ermöglicht auch das Erkennen von Ausreißern: Der BioMA-Unterboden (24, 25) gehört im Lichte der vorgenommenen Klassifizierung eigentlich in die Gruppe 4. Die bereits in Kapitel 3.2 beschriebenen Eigenschaften weisen jedoch auf deutliche Unterschiede hinsichtlich der Ausprägung der gemessenen Merkmale, was im Biplot durch eine große räumliche Distanz zu dieser Gruppe ausgedrückt wird. Somit entfällt eine Zuordnung zu einer der vier aus dem BIPLLOT visuell abgeleiteten Cluster. Bei dem BioDW-Standort (13) handelt es sich – wie in Kap. 3.4 ausgeführt – ebenfalls um einen Ausreißer. In seinen Eigenschaften ähnelt er den Mitgliedern der Gruppe 3. Verglichen mit allen Standorten jedoch weist er wegen seiner sehr hohen DHA eine Sonderstellung auf, obwohl es sich nicht um einen Senkenstandort handelt.

5 Zusammenfassung und Ausblick

Mit Hilfe der Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität nach THALMANN (1967) wird in der vorliegenden Arbeit darauf abgezielt, den unterschiedlichen Einfluß des biologischen und konventionellen Landbaus auf die Enzymtätigkeit im Boden als Indikator für dessen Fruchtbarkeit vergleichend zu erfassen. Dazu wurden Bodenproben von einem konventionell und zwei biologisch-organisch wirtschaftenden Betrieben untersucht. Die Bodenentnahme erfolgte monatlich von Mai 1989 bis Mai 1990.

Der Einfluß der biologischen und konventionellen Wirtschaftsweise wird unter Berücksichtigung von verschiedenen chemischen und physikalischen Bodenmerkmalen, die als statische und dynamische Einflußfaktoren (vgl. Abb. 1) auf die DHA wirken, untersucht. Bei der statistischen Auswertung der Erhebungsbefunde ergibt sich, daß eine Temperaturabnahme nicht im gleichen Maße auch eine Abnahme der DHA bewirkt. Vielmehr zeigen sich gerade bei niedrigen Temperaturen hohe Enzymtätigkeiten. Die Gründe für diese Prozesse sind unzureichend bekannt und können auch in dieser Arbeit nicht näher ermittelt werden (Kap. 3.1).

Die DHA wird im besonderem Maße von der Art der Vegetationsbedeckung beeinflusst. Grünlandstandorte mit einer ganzjährigen geschlossenen Pflanzendecke verfügen über eine deutlich höhere DHA als Ackerstandorte. Überaus hohe Enzymtätigkeiten lassen sich auf einer seit Jahrzehnten bestehenden Dauerweide feststellen. Dieser Standort verfügt ebenfalls über einen überdurchschnittlich hohen C_{org} -Gehalt. Die Korrelationsstatistik belegt enge positive Beziehungen jeweils zwischen der DHA einerseits und dem C_{org} -Gehalt, dem Stickstoffgehalt, der Feuchte und dem Schluffgehalt andererseits. Zudem bestehen negative Korrelationen der DHA zum Sandgehalt, die sich mit den ungünstigen Lebensbedingungen für Mikroorganismen in Sandböden erklären lassen. Eine signifikante Abnahme der DHA mit zunehmender Bodentiefe kann in allen untersuchten Fällen festgestellt werden. Sie ist abhängig von der Wurzeltiefe der Kulturart. Bei einem Vergleich verschiedener Senken- und Kuppenstandorte mit unterschiedlichen Kulturarten zeigt sich in den Senken eine höhere DHA als auf den Kuppen. Der höhere DHA-Wert im Senkenbereich ist durch den erhöhten C_{org} - und Feuchtegehalt bedingt.

Die Überprüfung des Einflusses der Bewirtschaftung auf die DHA kommt zu dem Ergebnis, daß sich statistisch belegbare höhere DHA-Werte an biologisch bewirtschafteten Standorten für die Unterböden ergeben. Dies könnte im Zusammenhang mit der Bearbeitungstechnik im ökologischen Landbau stehen. Zur Klärung dieser Frage erscheinen weitere Untersuchungen notwendig. Im Oberboden von biologisch bewirtschafteten Standorten ergeben sich ebenfalls tendenziell höhere DHA-Werte, die sich jedoch nicht statistisch absichern lassen.

Die umweltschonendere Arbeitsweise im ökologischen Landbau, die die Prozesse von natürlichen Ökosystemen teilweise zu imitieren versucht, macht sich positiv in den Stoffwechsellätigkeiten des Bodens bemerkbar. Mithin ist

eine derartige Form der Landwirtschaft zu befürworten. Die in Kapitel 1 aufgestellte Arbeitshypothese, daß die Eingriffe der biologischen Landwirtschaft eine Steigerung der Bodenfruchtbarkeit herbeiführt, kann prinzipiell bestätigt werden. Zur Absicherung dieser Beurteilung sind jedoch langjährige Beobachtungen erforderlich.

6 Zitierte Literatur

- AHRENS, E. & v. KLOPOTHEK, A. (1970): Über das Verhalten verschiedener Mikroorganismengruppen in feucht und trocken gelagerten Böden. – In: Zbl. Bakteriologie, Abt. II, 124, S. 250–262.
- BAHRENBERG, G. & GIESE, E. (1975): Statistische Methoden und ihre Anwendung in der Geographie. – Stuttgart: Teubner.
- BECK, T. (1973): Über die Eignung von Modellversuchen bei der Messung der biologischen Aktivität in Böden. – In: Bayer. Landw. Jahrbuch, 74, S. 272–288.
- BECK, T. (1975): Der Einfluß langjähriger Monokultur auf die Bodenbelebung im Vergleich zur Fruchtfolge. – In: Bayer. Landesanstalt f. Bodenkultur u. Pflanzenbau, 28, S. 24–33.
- BECK, T. (1986a): Aussagekraft und Bedeutung enzymatischer und mikrobiologischer Methoden bei der Charakterisierung des Bodenlebens von landwirtschaftlichen Böden. – In: Veröff. Landw.-Chem. Bundesanstalt, 18, S. 75–100.
- BECK, T. (1986b): Bodenmikrobiologische Untersuchungen. – In: Bayer. Landw. Jahrbuch, 63, S. 996–1002.
- BECK, T. (1986c): Einfluß von Pflanzenschutzmaßnahmen auf das Bodenleben. – In: Veröff. Landw.-Chem. Bundesanstalt, 18, S. 89–97.
- BEYER, L. (1989): Nutzungseinfluß auf Stoffdynamik schleswig-holsteinischer Böden. Humusdynamik und mikrobielle Aktivität. – Diss., Kiel.
- BOGUSLAWSKI, E. v.; ZADRAZIL, F. & DEBRUCK, J. (1976): Der Einfluß langjähriger Stroh- und Gründüngung sowie Stickstoffdüngung auf Faktoren der Bodenfruchtbarkeit (I. Mitteilung: Dehydrogenaseaktivität). – In: Z. Acker-, Pflanzenbau u. Bodenk., 143, S. 249–258.
- BORSTEL, H. (1961): Probleme der Bodenbiologie. – In: Landw. Forschung, 14, S. 89–100.
- Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMUNR) (1988): Maßnahmen zum Bodenschutz. – Bonn: Kohlhammer.
- DIEZ, T. & WEIGELT, H. (1986): Vergleichende Bodenuntersuchungen von konventionell und alternativ bewirtschafteten Betriebsschlägen. – Eine Einführung, Untersuchungskonzept, spatendiagnostische und chemische Untersuchungen. – In: Bayer. Landw. Jahrbuch, 63, S. 979–991.
- DOMSCH, K. H. (1985): Funktion und Belastbarkeit des Bodens aus Sicht der Bodenmikrobiologie. – Stuttgart, Mainz: Kohlhammer (Materialien zur Umweltforschung, 13).
- DUTZLER-FRANZ, G. (1977): Beziehungen zwischen der Enzymaktivität verschiedener Bodentypen, der mikrobiellen Aktivität, der Wurzelmasse und einigen Klimafaktoren. – In: Z. Pflanzenern. Bodenk., 140, S. 351–374.

- FÉHER, D. & FRANK, M. (1938): Untersuchungen über den Einfluß der Temperatur und des Wassergehaltes auf die Tätigkeit von Mikroorganismen des Bodens. – In: Arch. Mikrobiol., 9, S. 193–222.
- FISCHER, W. R.; PFANNEBERG, T. & SCHNEIDER, E. (1979): Die analytische Bestimmung der Dehydrogenaseaktivität in Unterwasserböden. – In: Z. Pflanzenern. Bodenkd., 142, S. 124–127.
- FOISSNER, W.; FRANZ, H. & ADAM, H. (1987): Untersuchungen über das Bodenleben in ökologisch und konventionell bewirtschafteten Acker- und Grünlandböden im Raum Salzburg. – In: Verhandl. Gesell. Ökologie, 15, S. 333–339.
- FRÄNZLE, O. et al. (1991): Erarbeitung und Erprobung einer Konzeption für die integrierte regionalisierende Umweltbeobachtung am Beispiel des Bundeslandes Schleswig-Holstein. – Umweltforschungsplan des BMUNR. Abschlußbericht 109 02 033, im Auftrag des Umweltbundesamtes, Kiel.
- GABRIEL, K. R. (1971): The biplot graphic display of matrices with application to principal component analysis. – In: Biometrika, 58, S. 453–467.
- GABRIEL, K. R. (1980): Biplot display of multivariate matrices for inspection of data and diagnosis. – In: BARNETT, V. et al. (eds.): Interpreting multivariate data; Chichester, S. 147–173.
- GRAF, U. (1973): Methoden des biologischen Landbaues – Versuch einer vergleichenden Darstellung. – In: Schweiz. Landw. Monatshefte, 51, S. 299–309.
- HALUSZCZAK, S. (1991): Vergleichende Untersuchungen der Dehydrogenaseaktivität auf konventionell und biologisch bewirtschafteten Böden unterschiedlicher Nutzung. – Dipl.-Arb., Geogr. Inst. Univ. Kiel.
- HOFMANN, E. & HOFFMAN, G. (1955): Über Herkunft, Bestimmung und Bedeutung der Enzyme im Boden. – In: Z. Pflanzenern. Bodenkd., 70, S. 9–16.
- KARLSON, P. (1980): Kurzes Lehrbuch der Biochemie für Mediziner und Naturwissenschaftler. – Stuttgart: Thieme.
- MARKUS, P.; HACKENBERG, C.; PADBERG, R. & KRÄMER, J. (1987): Mikrobiologisch-enzymatische Charakterisierung landwirtschaftlich genutzter Böden. – In: Mittl. Dtsch. Bodenkd. Gesell., 53, S. 203–208.
- MARX, S. (1990): Der Einfluß von Bodengrößen, klimatischen Randbedingungen und landwirtschaftlicher Nutzung auf die mikrobielle Aktivität schleswig-holsteinischer Böden. – Dipl.-Arb., Geogr. Inst. Univ. Kiel.
- MÜLLEBNER, M. (1984): Enzymtätigkeitsuntersuchungen im Wurzelbereich unter einigen Vegetationseinheiten mit verschiedenartiger Nutzung. – Diss., Wien.
- MÜLLER, G. (1965): Bodenbiologie. – Jena: Fischer.
- OBENAU, S. & SEEBOLDT, M. (1986): Zur Methodik der Bodenprobenentnahme für die Erfassung von Bodenfruchtbarkeitskennziffern auf Produktionsschlägen der BG 1. – In: Arch. Acker-, Pflanzenbau u. Bodenkd., 30, S. 123–129.
- REICHE, E. W. (1990): Entwicklung, Validierung und Anwendung eines Modellsystems zur Beschreibung und flächenhaften Bilanzierung der Wasser- und Stickstoffdynamik in Böden. – Diss., Kiel.
- SACHS, L. (1974): Angewandte Statistik. – Berlin: Springer.
- SCHLEGEL, H. G. (1985): Allgemeine Mikrobiologie. – Stuttgart: Thieme.

- SCHLICHTING, E. & BLUME, H. P. (1966): Bodenkundliches Praktikum. – Hamburg, Berlin: Paul Parey.
- SCHRÖDER, W.; GARBE-SCHÖNBERG, C.-D. & FRÄNZLE, O. (1991): Die Validität von Umweltdaten. – In: Z. Umweltchem. Ökotox., 3, S. 237–241.
- THALMANN, A. (1967): Über die mikrobielle Aktivität und ihre Beziehung zu Fruchtbarkeitsmerkmalen einiger Ackerböden unter besonderer Berücksichtigung der Dehydrogenaseaktivität (TTC-Reduktion). – Diss., Gießen.
- TRAUTZ, D. (1988): Einfluß von Wallhecken auf bodenphysikalische, -chemische und -biologische Parameter angrenzender, im Leebereich liegender, intensiv bewirtschafteter Ackerflächen. – In: Schriftenreihe Inst. Wasserwirtschaft u. Landschaftsökol. Univ. Kiel, 8.
- ZADRAZIL, F. (1971): Der Einfluß von langjährigen Düngungsmaßnahmen mit Stroh- und Gründüngung sowie Stickstoffdüngung auf einige physikalische, chemische und biologische Bodeneigenschaften. – Diss., Gießen.

Anschriften der Autoren

Diplom-Geographin Susanne Haluszczyk
Geographisches Institut der
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Ludewig-Meyn-Straße 14
W-2300 Kiel 1

Dr. Winfried Schröder, M. A.
Geographisches Institut der
Christian-Albrechts-Universität zu Kiel
Ludewig-Meyn-Straße 14
W-2300 Kiel 1

Dr. Lutz Vetter
Institut für Geographie und ihre Didaktik
Pädagogische Hochschule
Ohlshausenstraße 75
W-2300 Kiel 1