

Bedeutung von Langzeituntersuchungen für die Renaturierungsökologie

von Gert Rosenthal (Stuttgart) & Josef Müller (Bremen)

Wie zahlreiche Untersuchungen zur Renaturierung von Ökosystemen zeigen, beanspruchen Regenerationsprozesse selbst bei günstigen Rahmenbedingungen (z.B. auf die Zielsysteme abgestimmte Bewirtschaftung, Nährstoffverfügbarkeit und Hydrologie) häufig sehr lange Zeiträume, denen die Zeitdauern wissenschaftlicher Begleituntersuchungen oft nicht ausreichend Rechnung tragen. Nicht selten haben Renaturierungsprojekte, so auch aufwendige Versuche zur Regeneration artenreichen Grünlandes (Klejin et al. 2001, Bakker & Berendse 1999, Pfadenhauer 1994 u.a.) Schreiber's Bilanz (1985) bestätigt, wonach Langzeitstudien nicht nur die Möglichkeit bieten, neue bisherige Vorstellungen über Richtungen und Geschwindigkeit von Entwicklungsabläufen zu korrigieren. Zugleich führen sie „eindrücklich vor Augen, dass man nicht vor überraschenden Wendungen im Sukzessionsverlauf sicher sein kann, oder sich erst nach mehreren Jahren wichtige Entwicklungen andeuten, die einen langen Atem für die notwendige Weiterführung erforderlich machen“.

Angesichts dieser wenig ermutigenden Aussichten mit „merkwürdigen und unerwarteten Überraschungen“ (Schmidt 1983) überrascht die Klage Tilman's (1989) nicht, wonach die meisten ökologischen Studien sich dementsprechend (?) auf Kurzzeitbeobachtungen beschränken und nur eine Dauer von weniger als einem Jahr oder wenig darüber haben – und das „bei Organismen, die 100 Jahre und mehr leben“ (können). Mit der limitierten Zeitspanne geht oft eine restriktive räumliche Skalierung gängiger Untersuchungsdesigns einher. Die meisten Untersuchungen bzw. deren Varianten-Design beschränken sich auf zu kleine Plots mit oftmals weniger als 1 m Durchmesser (Tilman 1989), während die untersuchten Ökosysteme um ein Vielfaches größer sind. Das betrifft auch Austauschprozesse mit der Umgebung auf der Landschaftsebene.

Mögliche **Ursachen** einer retardierten Rück-Entwicklung zum Zielsystem können sein (am Beispiel von Grünland):

- Das Beharrungsvermögen „mahdempfindlicher“ Brachearten (bei Wiedermahd) erschöpft sich ebenso wie das schnittverträglicher Intensivwiesenpflanzen (bei Extensivierung) nicht innerhalb weniger Jahren. Die bereits in der Ausgangsvegetation vorhandenen Arten/Populationen haben vielmehr einen „Startvorteil“ gegenüber Neuankommelingen, z.B. bei der Wiedermahd von Brachen durch die klonale Integration und Nährstoffrückverlagerung und -speicherung sowie nachfolgende Sprossregeneration von Rhizomarten. Die biologische Aushagerung benötigt mehr Zeit als die (Aut-) Eutrophierung bei Brachfallen!
- Die Standortbedingungen können sich insbesondere in organischen Böden (fast) irreversibel geändert haben und durch Bewirtschaftung allein nicht oder nur sehr langsam rückgängig gemacht werden (z.B. Verlandung archaischer Bewässerungssysteme, Abtrocknung, Sackung und Mineralisierung von teilentwässerten Moorstandorten)
- Wiederbesiedlung setzt räumliche Austauschprozesse (Ausbreitung und Kolonisierung) voraus, die entweder durch fehlende oder reduzierte Artenpools (Zobel et al. 1998) und/oder Isolation und fehlende oder veränderte Ausbreitungsagentien eingeschränkt sein können. Die geringe räumliche Repräsentanz von Zielarten impliziert geringe Eintreffwahrscheinlichkeiten und entsprechend lange Regenerationszeiträume.

- Aus der räumlich und zeitlich oft nicht angemessenen Skalierung von Renaturierungsuntersuchungen resultieren 1) eine mangelnde Repräsentanz von Austauschprozessen in Raum und Zeit (z.B. Ausbreitung und Kolonisierung durch Pflanzendiasporen und Tierindividuen, Datierung und Lokalisierung von plot-externen Gründereffekten und deren Ausbreitungsverhalten, Kausalität von Musterbildung wird nicht/zu spät erkannt) und 2) eine ungewisse und „irreführende“, prospektive Abschätzung von Veränderungen: „Strohfeuer-Effekte“ und Fluktuationen werden überschätzt und können von gerichteten Entwicklungstrends (z.B. Stabilität und Resilienz bei Eingriffen) nicht differenziert werden. Zusammen ergibt sich daraus eine eingeschränkte Prognosebasis für die Planung und Steuerung von Managementmaßnahmen in Renaturierungsprojekten.

In engem Zusammenhang damit steht die (notwendige?) methodische Reduktion auf leicht erkenn- und datierbare Ökosystemkompartimente. Wechselwirkungen („may confound interpretation“, Glenn-Lewin & van der Maarel 1992) werden zwar postuliert, aber kaum untersucht (Ausnahmen: z.B. Solling-Projekt, Ellenberg et al. 1986, Ökosystemforschung im Bereich der Bornhöveder Seenkette, EcoSys-Berichte; sowie Borman & Likens 1979, Weidemann et al. 1982 und Schreiber 1997). Ökologische Interaktionssysteme erfordern aber ein längerfristiges Design, wo langsam ablaufende Wechselwirkungsprozesse oder solche mit geringer Variabilität maßgeblich für die Ökosystementwicklung (und häufig auch für die Renaturierung) sind.

Aus den wenigen kompartmentübergreifenden Langzeituntersuchungen ist demgegenüber bekannt, dass sich die Besiedlung und Diversitätsentwicklung von verschiedenen Organismengruppen gegenläufig entwickeln (kann):, Tiere müssen nicht immer „die passiven Nachfolger der Sukzessionen der Pflanzen“ sein (Begon et al. 1996). Unter diesen reagieren kleinere Organismen (Insekten) noch viel stärker und schneller auf Umweltveränderungen als die häufig und ausschließlich betrachteten Pflanzen und Wirbeltiere (Thomas et al. 2004).

Dank umfangreicher Datenbanken zur biologischen Flora (Biological Flora of the British Isles in J. Ecol., Grime et al. 1988, Ellenberg et al. 1992, Thompson et al. 1997, Bonn & Poschod 1998, Kleyer 1995, Klotz et al. 2002, etc.) mitteleuropäischer Gefäßpflanzen verfügen wir über ein vegetationsökologisch unschätzbares Instrumentarium zur Abschätzung des ökologischen Verhaltens einzelner Arten (z.B. Samenbanktyp, Ausbreitungsmodus, morphologische und ökophysiologische Parameter etc.). Deren tatsächliches, räumliches und vor allem langzeitlich dynamisches Reaktionsverhalten ist aber trotz der wertvollen Typisierung oftmals nur eingeschränkt für Regenerationsuntersuchungen und die praktische Verwendung nutzbar.

Ein Beispiel möge dies erläutern: In mehrfach wiederholten, sukzessionssynchronen Samenbankuntersuchungen konnte die beschränkte Gültigkeit von persistenten Samenbanken während verschiedener Langzeitsukzessionen nachgewiesen werden: Viele Arten, denen in der Literatur eine langlebige und mitunter und explizit länger als 50 Jahre währende Samenausdauer im Boden zugemessen wurde, waren bereits nach 10-15 Jahren nicht mehr in der Samenbank vertreten – mit entsprechenden Konsequenzen für Entwicklung und Regeneration gestörter Standorte.

Umgekehrt werden Ausbreitungsereignisse ohne ereignissynchrone Beobachtung sehr spät und in ihrer Dimension unzureichend erkannt (z.B. langsame Initialentwicklung oder lange „lag-phase“ invasiver Arten mit späterer explosionsartiger Ausbreitung).

Mit den hier propagierten Langzeit-Untersuchungen können nicht nur die erwähnten Maßstabsprobleme art- und ökosystemadäquat bewältigt werden. Sie bieten auch die verlässliche Gewähr, das Verhalten der Zielsysteme (Arten, communities) in der Landschaft ereignisnah erfassen und flächenscharf ergründen zu können, Kausalitäten daher nicht durch „time by site substitution“ oder durch Korrelationen statistisch und methodisch fraglich „rückerschließen“ zu müssen (Mc Cune & Allen 1985).

Die Wahrscheinlichkeit, zeitlich nicht vorhersagbare aber für das Langzeit-Systemverhalten unter Umständen entscheidende „rare events“, z.B. „verheerende“ Wirkungen von Sommerhochwässern, zu erfassen, steigt. Auf störungsgeprägten Standorten kann zudem das Systemverhalten „zurückgesetzt“ und zeitlich wiederholt untersucht werden oder solche Eingriffe lokal gezielt simuliert und auf die Reproduzierbarkeit von Entwicklungen hin überprüft werden. Die historische Einmaligkeit irreversibler ökologischer Prozesse kann aus den laufenden Untersuchungen heraus unmittelbar verstanden werden.

Durch Langzeituntersuchungen können zeitabhängige Nachwanderungsprozesse, zumal auf kleinen Flächen und bei größerer, ungewisser Distanz zur nächsten Diasporenquelle, evaluiert werden, da die Eintreffwahrscheinlichkeit für „fehlende“ Arten im Laufe der Zeit steigt.

Schließlich rücken durch Langzeituntersuchungen auch Prozesse ins methodisch erfassbare Blickfeld, bei denen sich, z.B. Gehölzetaablierung oder langfristige Gründereffekte nur bei positiver Überlagerung verschiedener Zustände und Umweltbedingungen (episodische Präsenz eines transienten Samenvorrates und (!) geeignete Keimungs- und Etablierungsbedingungen, z.B. nach Auflichtung dichter Streuaufgaben nach Störung) synchron realisieren.

Lohnendes Ziel eines workshops und/oder der zukünftigen Arbeit des AK's, z.B. in Zusammenarbeit mit dem AK Ökosystemforschung (Arbeitsgruppe „Long-Term-Ecological Research“ (LTER) der Ökosystemforschungszentren) könnte es vor diesem Hintergrund sein:

Die Spezifizierung von Anforderungen an das Untersuchungsdesign von Langzeituntersuchungen, um diese verstärkt und mit höherer Vorhersagemächtigkeit für zukünftige Renaturierungsprojekte nutzbar machen zu können. Das betrifft vor allem:

Methodische Fragen: Größe und Verteilung der Probeflächen, Aufnahmefrequenzen, Erfassungparameter, Erfassung von erklärenden Rahmenparametern (z.B. Grundwasser, Umgebungsflora, -fauna etc.). Sind Minimumstandards aus existierenden Langzeitstudien ableitbar? Übertragbarkeit von Erkenntnissen und deren Gültigkeit für Renaturierungsprojekte.

Ist ein Maßstabsabgleich zwischen verschiedenen Skalenebenen (Organismen, Kompartimenten) überhaupt möglich, um die Reichweite ökosystemarer Interaktionen bei Renaturierungsprozessen wirkungsbezogen zu benennen? Wie können bestehende „Lehrbuchkonzepte“ hierzu operationalisiert und das Stadium sektoraler Betrachtung bzw. behelfsmäßiger Extrapolation überwunden werden?

Anregungen sind herzlich willkommen.

Literatur:

- Bakker, J.P., Berendse, F. (1999): Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.* 14: 63-68.
- Bonn, S., Poschod, P. (1998): *Ausbreitungsbiologie der Pflanzen Mitteleuropas*. Quelle & Meyer, Wiesbaden.
- Borman, F.H., Likens, G.E. (1979): *Pattern and process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, Berlin.
- EcoSys - Beiträge zur Ökosystemforschung.- Bork, H.P., Colijn, F., Dierssen, K., Imler, U., Roweck, H., Schimming, C.G., Schrautzer, A., Windhorst, W. (Hrsg.).
- Ellenberg, H. Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W., Paulissen, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobot.* 18: 1-248.
- Glenn-Lewin, D.C., van der Maarel, E. (1992): Patterns and processes of vegetation dynamics. In: Glenn-Lewin DC, Peet RK, Veblen TT (eds) *Plant succession - Theory and prediction*. Chapman & Hall, London: 11-59
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R. (1988) *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. Unwin Hyman, London.
- Kleijn, D., Berendse, F., Smit, R., Gilissen, N. (2001): Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature* 413: 723-725.
- Kleyer, M. (1995): *Biological traits of vascular plants. A database*. - Arbeitsberichte Inst. Landschaftsplanung und Ökologie Univ. Stuttgart, N.F. 2,
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. (2002): BIOFLOR – Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde* 38. Bonn (www.bfn.de).
- Mc Cune, B., Allen, T.H.F. (1985): Will similar forests develop on similar sites? *Can.J.Bot.* 63: 367-376.
- Pfadenhauer, J. (1994): Renaturierung von Niedermooren – Ziele, Probleme, Lösungsansätze. – *Hohenheimer Umwelttagung* 26: 57-74.
- Schmidt, W. (1983): Experimentelle Syndynamik - Neuere Wege zu einer exakten Sukzessionsforschung, dargestellt am Beispiel der Gehölzentwicklung auf Ackerbrachen. *Ber. Dtsch. Bot. Ges.* 96: 511-533.
- Schreiber, K.-F. (1985): Sukzession auf Grünlandbrachen. *Münstersche Geogr. Arbeiten* 20: 5.
- Schreiber, K.-F. (1997): Sukzessionen – Eine Bilanz der Grünlandbracheversuche in Baden-Württemberg.- Projekt „Angewandte Ökologie“, 23.
- Thomas, J.A. et al. (8 authors) (2004): Comparative losses of British butterflies, birds and plants and the global extinction crisis. *Science* 303: 1879-1881.
- Thompson, J.N., Bakker, J.P., Bekker, R. (1997): *The Soil Seed Banks of North Europe*. Cambridge University Press.
- Weidemann, G., Koehler, H., Schriefer, T. (1982): Recultivation: a problem of stabilization during ecosystem development. In: Bornkamm, R., Lee, J.A., Seaward, M.R.D. (eds.) *Urban ecology*. Blackwell, Oxford: 305-313.
- Zobel, M., van der Maarel, E., Dupre, C. (1998): Species pool: the concept its determination and significance for community restoration. *Applied Vegetation Science* 1: 55-66.