©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tuexenia 17: 159–172. Göttingen 1997.

Struktur und Genese von Hudelandschaften in Südchile (mit einem Ausblick auf Mitteleuropa)

– Manfred Finckh & Stephanie Thomas –

Zusammenfassung

Hudelandschaften, wie sie in Mitteleuropa nur noch als museale Relikte ehemaliger Landnutzungsformen überdauern, finden sich in Südchile als rezente Nutzungsformen weitflächig verbreitet. An Hudeflächen aus dem südchilenischen Villarrica-Gebiet wird die Struktur und Artenzusammensetzung dieser Landnutzungseinheiten untersucht. Hier läßt sich aktuell die Einnischung von Arten aus ihren Primärlebensräumen in die neugeschaffenen hudetypischen Nischen beobachten. Die durch extensive Beweidung geschaffenen Vegetationsstrukturen entsprechen fast vollständig denen mitteleuropäischer Hudelandschaften, bei ursprünglich vollständig divergierender Flora. Nicht verwandte Arten übernehmen in verblüffender Analogie die gleichen Rollen beim Aufbau der hudetypischen Vegetationsstrukturen. Lediglich für die intensiv beweideten und trittbelasteten Triftrasen stehen im autochthonen Artenpool kaum angepaßte Arten zur Verfügung, sie werden weitgehend von europäischen Neophyten dominiert. Bei Nachlassen des Weidedrucks und einsetzender Sukzession zu gehölzdominierten Struktureinheiten nimmt der Neophytenanteil rasch ab. Die strukturellen Übereinstimmungen erlauben den Rückschluß, daß für die Ausbildung von Hudelandschaften der mechanische Nutzungsfaktor viel größere Bedeutung hat als das floristische Ausgangsmaterial. Im Management mitteleuropäischer Hudelandschaften sollte deshalb der Wiederherstellung traditioneller Nutzungsformen vor landschaftspflegerischen Ersatzmaßnahmen absoluter Vorrang eingeräumt werden.

Abstract: Structure and development of extensively pastured shrublands in southern Chile (with a view to central Europe)

While in central Europe extensively pastured shrublands remain only as rare relics of traditional land-use practices, they are still quite common in southern Chile. This study analyzed vegetation structure and species composition of shrublands in the surroundings of the Villarrica National Park in southern Chile. There, cattle grazing took only a few decades to change vegetation patterns. Because of this, the immigration and adaptation of species from their primary habitats to newformed niches can be observed. Although the species differ from southern Chile to central Europe, the vegetation structures formed by extensively grazing cattle are nearly the same. In this study, only one structural unit with patches of intensively pastured grasslands was dominated by neophytic newcomers. The autochtonous flora seems to lack species adapted to heavy grazing and tread. Decreasing pasture intensity leads to succession of shrubs and trees which build protected niches already colonized by indigenous flora. During succession towards secondary forests the percentage of neophytic species decreases rapidly. This leads to the conclusion that the mechanical impacts of grazing and its intensity are the principal factors in the development of these man-made shrublands. Therefore management of protected central European shrublands should be orientated towards reimplementation of traditional grazing practices instead of aesthetically oriented "landscape gardening"

Keywords: neophytic species, pastured shrubland, sucession, vegetation structure.

Einleitung und Fragestellung

Durch extensive Großviehbeweidung geformte Hudelandschaften mit ihren charakteristischen Vegetationsstrukturen finden sich in Mitteleuropa nur noch als spärliche Reste der mittelalterlichen Allmendweiden. Die Auflösung des dörflichen Gemeinbesitzes und die Trennung von Wald und Weide führte seit dem beginnenden 19. Jahrhundert zum Ver-

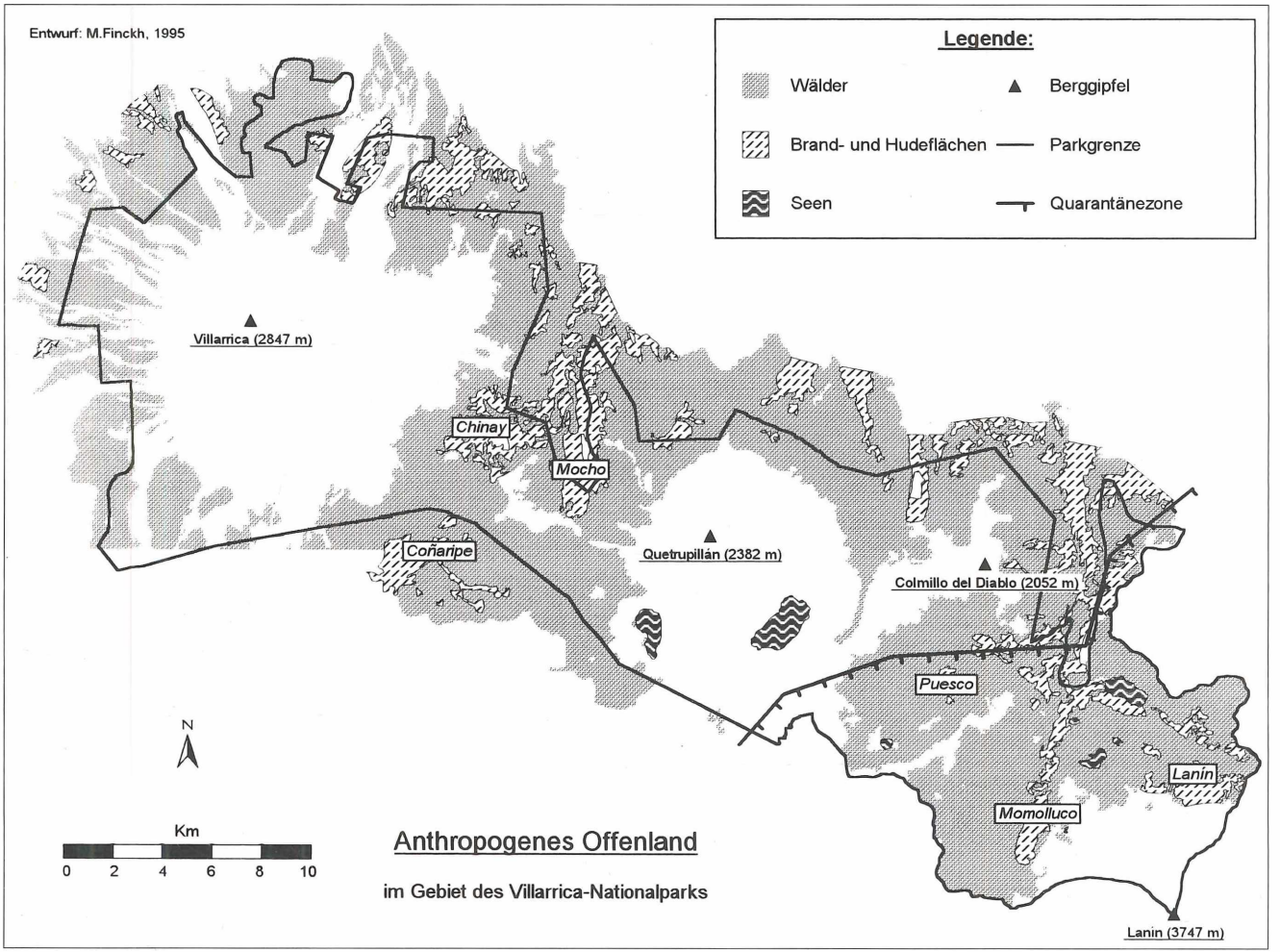


Abb. 1: Anthropogene Offenlandbereiche und Waldtypen im Gebiet des südchilenischen Villarrica-Nationalparks.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

schwinden der Hutungen (HÜPPE 1990, POTT & HÜPPE 1991), die vorher in Mitteleuropa weithin landschaftsprägend waren. Im Gegensatz zur Situation in Mitteleuropa, wo wir in Hudewäldern letzte Reste historischer Landnutzungsformen vor uns sehen, deren strukturprägende Prozesse nur mit paläobotanischen Methoden nachzuvollziehen sind (HÜPPE 1990), finden wir in Südchile in rezenter Genese begriffene Hudelandschaften. Die planmäßige Kolonisation begann erst Mitte des letzten Jahrhunderts die weithin geschlossene Waldlandschaft des südchilenischen Seengebietes aufzubrechen (GOLTE 1973). In überraschender struktureller Uniformität gibt es heute überall im Süden Chiles Exploitationsflächen, die im mosaikartigen Wechsel von Totholz, Stockausschlägen, Gebüschen, Zwergstrauchheiden und Rasenflächen geprägt werden.

Ein Blick auf die Karte (Abb. 1) zeigt am Beispiel des südchilenischen Villarrica-Nationalparks den hohen Flächenanteil anthropogener Offenlandbereiche in den südchilenischen Anden. Große Teile dieser Offenlandbereiche sind zwar aus dem Nationalpark ausgeklammert, die zukünftige Entwicklung der durch Exploitation, Brand und nachfolgende Beweidung entstandenen Vegetationseinheiten ist aber aus mehreren Gründen von besonderem Interesse:

- Durch Brandrodung geschaffenes Offenland nimmt große Teile der Tieflagenflächen des Schutzgebiets wie auch des gesamten Südandenraums ein, deren potentiell-natürliche Vegetation in starkem Rückgang befindlich ist (FINCKH 1996). Abzuschätzen, ob und wie schnell sich auf den Störungsflächen wieder naturnahe Vegetationseinheiten bilden, ist für die Bewertung der Schutzgebietsgrenzen wie für generelle Naturschutzfragen in Südchile von grundlegender Bedeutung.
- Auf den ehemaligen Brandrodungs- und Exploitationsflächen ist eine relativ schnelle Veränderung der aktuellen Vegetation durch Sukzession zu erwarten. Um die zukünftige Entwicklung dieser Flächen für Landschafts- und Nutzungsplanungen beurteilen zu können, muß versucht werden, den Verlauf der Sukzession vorherzusagen.

Vier Fragenkomplexe sollen durch die folgende Untersuchung beantwortet werden:

1.) Welche floristische Zusammensetzung haben Hudegesellschaften im Gebiet des südchilenischen Villarrica-Nationalparks?
2.) Welche räumliche und strukturelle Muster bildet die dortige Hudevegetation aus?
3.) Welche Parallelen zwischen deutschen und südchilenischen Hudelandschaften zeigen sich in Bezug auf
   - die Herkunft der Arten,
   - die Lebensform und strukturelle Funktion der Arten,
   - die Sukzessionsdynamik der Vegetationseinheiten.
4.) Welche Folgerungen lassen sich für den Schutzwert und das Management von Hudelandschaften in Deutschland und Chile ziehen?

Untersuchungsgebiet

Das südchilenische Seengebiet läßt sich von West nach Ost in vier naturräumliche Großeinheiten gliedern: Küstenkordillere, Längssenke, Vorkordillere und andine Hochkordillere. Das Untersuchungsgebiet umfaßt den Villarrica-Nationalpark (und sein direktes Umland) der auf etwa 39°30's.Br. und 72°15'w.L. in der andinen Hochkordillere liegt (Abb. 1). Diese wird im Seengebiet von einem Andenpluton aus mesozoischen Graniten aufgebaut, auf dem junge basaltische und andesitische Stratovulkane aufsitzen.

Rezenter Vulkanismus prägt diesen Naturraum mit Lavaströmen, Schlammlawinen und Ascheregen (VEBLEN & ASHTON 1978). Über alle geologisch und geomorphologisch bedingten Unterschiede hinweg ist das Untersuchungsgebiet von vulkanischen Asche- und Bimslagen unterschiedlicher Mächtigkeit überdeckt (von BUCH 1970). Daraus resultieren tiefgründige lößartige Böden mit einer für das Pflanzenwachstum generell guten Nährstoffversorgung und günstigen physikalischen Eigenschaften (hohe nutzbare Feldkapazität, niedrige Lagerungsdichten, gute Belüftung und mächtige humose Oberböden). In Chile als

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Trumaos klassifiziert (von BUCH 1970), handelt es sich nach der FAO-Nomenklatur um Andosols.

Klimatisch liegt der Villarrica-Nationalpark im Übergangsgebiet zwischen der mediterran getönten Einflußzone des Subtropenhochs und dem ganzjährig kühlgemäßigten Einflußbereich der Westwinddrift mit ihren regelmäßig durchlaufenden Zyklonen. Die Folge sind im Schnitt zwei aride Sommermonate (van HUSEN 1967) und den Rest des Jahres kontinuierlich Niederschläge, die auf der Luvseite der Berge mehr als 5.000 mm/a erreichen (von BUCH 1975).

Immergrüne temperierte Regenwälder, laubwerfende *Nothofagus*-Wälder und Gebirgsnadelwälder bestimmen die Vegetationsstufung der Anden im montanen bis subandinen Bereich (FINCKH 1996). Die ursprüngliche Vegetation des Untersuchungsgebietes bestand aus hochvaldivianischen und subandinen Waldgesellschaften (FINCKH 1996), insbesondere dem *Nothofagetum procerae*, dem *Gaultherio-Nothofagetum dombeyi* und dem *Chusqueo-Nothofagetum pumilionis*. Mit der Kolonisation des Seengebietes setzte ab Ende des 19. Jahrhunderts eine Waldrodungsphase großen Umfanges ein (EISENHAUER 1981). In der Regel folgte auf die selektive Nutzung der besten Stämme und Holzarten die Brandrodung, um Weideflächen zu schaffen. Abgebrannte Hangflächen wurden meist nur extensiv beweidet und verbuschten. Auf großen Flächen entstanden so extensive Hudelandschaften mit Triftmosaiken. Durch Ausblasung und Abspülung der Schlufffraktion reichert sich an der Bodenoberfläche oftmals eine Schicht schwarzer Lapilli an, die sich bei Sonneneinstrahlung sehr stark aufheizt und die Initialbesiedlung durch Keimlinge extrem erschwert.

Die Untersuchungsflächen im Nationalpark sind teilweise in Regeneration begriffen, teilweise stehen sie heute noch illegal unter extensiver Weidenutzung. Im direkten Vergleich hierzu werden intensiver beweidete Flächen im angrenzenden Parkumland betrachtet. Die Höhenlage der Untersuchungsflächen beträgt großenteils zwischen 900 und 1.300 m.

Material und Methoden

Die vorliegenden Untersuchungen wurden im Rahmen der Inventarisierung von Wald- und Ersatzgesellschaften des südchilenischen Villarrica-Nationalparks (THOMAS 1994, FINCKH 1996) durchgeführt. Auf der Basis von Schwarz-Weiß-Luftbildern (Befliegung SAF 1987, 1:50.000) und des chilenischen Waldkatasters (CONAF 1991) wurden Flächen homogener Bestandesstruktur und Baumartenzusammensetzung auskartiert (FINCKH 1996). Topographischen Grundlage der Geländearbeiten waren die Karten 1:50.000 des Instituto Geográfico Militar. Die Kartierung (Abb. 1) gibt die Höhenstufung der Wälder, von Natur aus waldfreie Gebiete sowie Umfang und Lage der anthropogen beeinflußten Vegetationseinheiten des Villarrica-Nationalparks und seines unmittelbaren Umlandes wieder.

Auf diesen Flächen wurde die Vegetation mit pflanzensoziologischen Aufnahmen (nach BRAUN-BLANQUET 1963) erfaßt. Die Aufnahmen wurden mit Sort 2.5 (DURKA & ACKERMANN 1993) nach pflanzensoziologischen Kriterien manuell sortiert. Um das Verjüngungsverhalten der Baumarten analysieren zu können, wurden die Gehölzarten nach Schichten getrennt aufgenommen, mit der obersten Baumschicht (B1) >20 m, der B2 von 10 m–20 m, der B3 von 5 m–10 m, der oberen Strauchschicht (S1) von 1,5 m–5 m und der S2 <1,5 m. Die Keimlinge der Baumarten wurden in die Kraut-Gras-Schicht (KG) gestellt. Parasiten (P) und Lianen (L) wurden eigens gekennzeichnet, Moose und Flechten nicht aufgenommen. Die Größe der Aufnahmeflächen orientierte sich an der Untergrenze des Minimumareals der entsprechenden Einheiten. Gebüsche und Gehölzinseln wurden jeweils komplett aufgenommen, eine Aufnahme entspricht also einem Gebüsch oder einer Gehölzinsel.

Charakteristisch für Hudewälder ist die enge mosaikartige Verzahnung unterschiedlicher Struktur- und Vegetationseinheiten. Um die Dynamik der Hudewälder zu analysieren, schien es daher notwendig, die Dynamik der Einzelbestandteile wie auch der Gesamtkomplexe zu betrachten. Die primär weidebedingte Verteilung der einzelnen Mosaikbausteine und deren Flächenanteile wurden über die Kartierung zweier 50 x 50 m Plots aufgenommen, je eine intensiver und eine extensiver beweidete Fläche (THOMAS 1994). Die einzelnen Strukturelemente stehen auch für jeweils unterschiedlich weit vorangeschrittene Sukzessions- (und Degradations-) Prozesse. Aus dem räumlichen Nebeneinander soll daher auf das zeitliche Nacheinander und den damit verbundenen floristischen und strukturellen Wechsel geschlossen werden. Die Vertikalstruktur der Bestände wurde über Aufrißzeichnungen erfaßt (Abb. 2).

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die Vegetationsaufnahmen entstammen drei unterschiedlichen Teilarbeitsgebieten:

- Ein Teil der Aufnahmen stammt aus dem intensiver beweidetem Parkumland (A), vorwiegend aus dem unteren Chinaytal und dem südlichen Parkumland Richtung Coñarripe. An ihm soll insbesondere die Bedeutung der Nutzungsintensität für die Strukturformung in Hudebereichen untersucht werden.
- Der zweite Teil des Aufnahmematerial wurde auf den extensiv (weil illegal) beweideten Talböden des Nationalparkgebietes (Chinay- und Mocho-Tal) erhoben (I), überwiegend zwischen 1.000 m und 1.100 m Höhe. Hier wird an einem standörtlich homogenen Bereich das Strukturmosaik untersucht.
- Der dritte Teil der Aufnahmen stammt aus der grenznahen, heute unbeweideten Quarantänezone (QZ) im östlichen Teil des Parkgebiets, d.h. aus dem Puesco- und Momollucotal sowie dem Laninvorland. Das Aufnahmematerial ist standörtlich heterogener, es stammt aus Höhenlagen zwischen 1.000 m und 1.500 m und umfaßt auch Aufnahmen von feuchten Talböden sowie von trockenen Oberhängen. An diesen Aufnahmen soll untersucht werden, wie sich der Fortfall der Beweidung auswirkt.

Die Stetigkeitstabelle (Tab. 1) wurde nach Struktureinheit und Herkunftsgebiet der Aufnahmen geordnet und ermöglicht eine Übersicht. Die Abfolge Rasen – Zwergstrauchheiden – Gebüsche – *Chusquea*-Horste – Stockausschläge – Sekundärwald verdeutlicht so die Sukzessionsprozesse. Am Beispiel der Triftrasen (Tab. 2) wird die Dynamik der Hudelandschaften eingehender diskutiert. Die Trennung nach Strukturgruppen wurde auch notwendig, weil in jeder Struktureinheit entsprechend ihres Minimumareals verschiedene Flächengrößen aufgenommen wurden. Die unterschiedlichen Stetigkeiten der dominanten Arten in den verschiedenen Gebüscheinheiten sollten nicht überbewertet werden, da die Lage der Aufnahmeflächen genau an deren Strukturen orientiert wurde.

Da bisher keine moderne und vollständige Flora von Chile existiert, bereitete die Bestimmung der Arten zum Teil Probleme. Sie erfolgte soweit möglich anhand der „Flora Patagonica" (CORREA et al. 1969–1988), genaue Angaben finden sich in FINCKH (1996). Die Benennung der Arten richtet sich nach dem „Catálogo de la flora vascular de Chile" (MARTICORENA & QUEZADA 1985), soweit den Autoren nicht neuere Revisionen bekannt waren.

Vegetation der Hudelandschaften im Villarrica-Nationalpark

Die für den Südandenraum typische Nutzungsabfolge von selektiver Wertholznutzung über Brandrodung hin zu extensiver weidewirtschaftlicher Folgenutzung (HARTWIG 1987, GROSSE 1992) hat Vegetationslandschaften geformt, die durch die Verzahnung von Sekundärwäldern und offenen Hudelandschaften geprägt werden. Im ersten Abschnitt dieses Kapitels soll die floristische Zusammensetzung der Vegetationsbausteine der Hudelandschaften besprochen werden, im zweiten Abschnitt dann ihre räumliche Verzahnung.

1. Floristische Zusammensetzung der Vegetationseinheiten

Rasen, Zwergstrauchheiden, Gebüsche, *Chusquea*-Horste, Stockausschläge und Sekundärwaldfragmente sind die dominierenden Strukturelemente der Hudelandschaften des Untersuchungsgebietes. Die Stetigkeitstabelle (Tab. 1 im Anhang) zeigt die Vegetation dieser Einheiten im Gesamtvergleich. Im Folgenden sollen zuerst als Beispiel eines Vegetationsbausteines die Triftrasen herausgegriffen werden, danach die übrigen Strukturelemente der südchilenischen Hudelandschaften.

Schüttere und artenarme Rasenflächen (Tab. 2) bilden die wichtigste Offenlandeinheit des Chinaytals. Mit Aufnahmeflächen von 1 m^2 wird auf den Rasen des Chinaytals bereits das gesamte aufbauende Artinventar erfaßt. Neun Arten dominieren die Rasen, die einzige einheimische Art unter ihnen ist das klettverbreitete, stachelfrüchtige Weideunkraut *Acaena pinnatifida*. Die übrigen Arten wie z.B. *Rumex acetosella* oder *Poa pratenis* sind dem europäischen Botaniker gut bekannt. All diese Arten sind spontan mit dem Weidevieh eingetragen worden; angesäte Rasen existieren im Chinaytal nicht. Auffällig ist der hohe Anteil trittresistenter und verbißfester Arten (vgl. unten), z.B. der Rosettenpflanzen *Taraxacum officinale, Hypochaeris radicata* und *Plantago lanceolata*, des kriechenden *Trifolium repens*

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

oder des annuellen *Rumex acetosella*. Die Tritt- und Verbißbelastung durch weidendes Vieh sowie der sommerliche Wasserstress auf den dunklen Ascheböden sind hier offenbar die limitierenden Faktoren pflanzlichen Wachstums.

Die heute unbeweideten Rasen der Quarantänezone des östlichen Parkgebiets scheinen auf den ersten Blick denselben neophytischen Artengrundstock wie die Rasengesellschaften des Chinaytales zu zeigen. Die Aufnahmen vom Talboden des Momolluco-Tals ähneln noch sehr den Aufnahmen aus dem Chinaytal, sie kommen aus einer ähnlichen Höhenlage (1.000 m bis 1.100 m) und unterlagen bis vor kurzem ebenfalls intensiver Beweidung.

Deutliche Unterschiede zeigen die Aufnahmen von den steileren Seitenhängen des Momolluco-Tals und insbesondere die aus dem Laninvorland. Hier tritt neben den bereits am Chinaytal besprochenen überwiegend neophytischen Rasenarten eine große Gruppe autochthoner Arten hinzu. Neben *Fragaria chiloensis* sind dies Arten wie *Poa rigidifolia* oder *Collomia biflora*, die ihren Schwerpunkt in den östlich angrenzenden Steppen oder den andinen Rasen haben. An Neophyten kommen lediglich *Cerastium arvense* und *Crepis capillaris* (THOMAS 1994 fand *C. capillaris* auch in Wiesen des Chinaytals) neu hinzu. Die unbeweideten Rasengesellschaften unterscheiden sich also durch autochthone Elemente deutlich vom neophytisch geprägten Grünland des Chinaytals.

Dominierende Art der Zwergstrauchheiden im Bereich des beweideten Nationalparkgebietes ist die *Ericacee Pernettya myrtilloides*. Die ca. 40 cm hohe Zwergstrauchheide kann dichte Bestände von mehreren Quadratmetern bilden und den Boden so abdecken, daß den niedrigeren Rasenarten mit ihren Rosetten kaum mehr Raum bleibt. Hochwüchsige Gräser und Kräuter und lichtliebende Sträucher profitieren vom Verbiß- und Trittschutz und finden den nötigen Keimlingsschutz. Obwohl die Standorteinheit sehr ähnlichen kleinklimatischen Bedingungen wie die Rasenflecken unterliegt, findet sich kein speziell hierin eingenischter Neophyt. Die Mehrzahl der Arten ist autochthon und hat ihre Primärstandorte im Unterwuchs lichter Wälder.

Ein eigenständiger Charakter zeigt sich dagegen wiederum in den unbeweideten Zwergstrauchheiden des östlichen Parkgebietes. Insbesondere *Maytenus chubutense* ersetzt hier strukturanalog zum Teil *Pernettya myrtilloides* beim Aufbau der Zwergstrauchheiden. Wie in den Heiden des Chinay-Tals dringen auch hier krautige Arten zwischen die Zwergsträucher ein.

Berberis- und *Ribes*-Arten sind im Chinaytal die wichtigsten Gebüschbildner unter den dicotylen Arten. Insbesondere die dornenbewehrten *Berberis*-Arten nehmen als Pioniergehölze eine entscheidende Rolle bei der Sukzession der Offenlandbereiche ein. Ebenso wie die *Ribes*-Arten und die Gattung *Pernettya* sind sie beerenfrüchtig und werden von Vögeln verbreitet.

Floristisch unterscheiden sich die Gebüsche von den Zwergstrauchheiden nicht. Die Unterschiede etwa der Stetigkeit von Pernettya sind nur durch die Flächenauswahl bedingt. Da die Berberitzengebüsche nicht so dicht und klar abgrenzbar sind wie die Zwergstrauchheiden, werden randlich und im Gebüsch immer auch Rasenarten erfaßt; hier zeigt sich die enge Verzahnung der verschiedenen Mosaikbausteine. Floristisch bilden sie gemeinsam mit den Zwergstrauchheiden den ersten Sukzessionsschritt in Richtung Wald. Ob dieser erste Schritt über eine *Pernettya*-Heide oder ein *Berberis*-Gebüsch verläuft, scheint von Zufällen der Erstbesiedlung abhängig. Bei den *Berberis*-, *Ribes*- und *Pernettya*-Arten ist der Anteil der Neuansiedlungen im Vergleich zu den Wurzelbruten schwer abzuschätzen. VOGEL (1994) beschreibt z.B. die starke Ausschlagskraft von *Ribes*-Wurzelstöcken nach Naturkatastrophen. Die deutliche Anlehnung an geschützte Stellen (Totholz etc.) läßt aber einen hohen Anteil generativer Verjüngung als wahrscheinlich erscheinen.

Auch in der Quarantänezone des östlichen Parkgebietes unterscheiden sich die Gebüsche floristisch nicht grundlegend von den Zwergstrauchheiden. Örtlich dringen Arten lichter Wälder wie *Ovidia andina* und *Poa tristigmatica* in die Gebüsche ein. Im Vergleich zum Chinaytal verläuft der Wiederbewaldungsprozeß in den Hochlagen des östlichen Parkgebietes aber deutlich langsamer. Dies zeigt sich an dem heute gegenüber dem Chinaytal viel geringeren Flächenanteil der Gehölzinseln.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Für den mitteleuropäischen Vegetationskundler sind die Horste der bambusartigen Hochgräser aus der Gattung *Chusquea* das fremdartigste Element in den südchilenischen Brandfolgelandschaften. Während diese Art im Wald bis zu 5 m Höhe erreichen kann, wird sie in den offenen Triftbereichen vom Vieh meist auf dichte kreisrunde Horste von etwa 2 m Höhe zurückgefressen. Die Horste bilden – jeder für sich – schwer durchdringliche Dickichte, die dicht stehenden Halme und der reichliche Streufall unterdrücken in ihrem Zentrum fast jeden Unterwuchs. Der Durchmesser derartiger Horste übersteigt selten 4 m.

Auch die *Chusquea*-Horste drängen wie *Berberis*-Gebüsche und *Pernettya*-Heiden den Neophytenanteil zurück. Da Blütejahre von *Chusquea* nur im Abstand von mehreren Jahrzehnten auftreten (VEBLEN 1982), erscheint es aber als möglich, daß die meisten *Chusquea*-Horste keine Neuansiedlung nach Brand sind, sondern mit Rhizomteilen überlebten und daraus neu ausgetrieben haben. Es ist also nicht klar zu sagen, ob auch die *Chusquea*-Horste eine funktionell äquivalente Sukzessionsetappe zu den Gebüschen oder ein Relikt der vorhergegangenen Waldphase darstellen. Im östlichen Parkgebiet unterscheiden sich die *Chusquea*-Horste nicht grundlegend.

Nothofagus alpina und *Nothofagus dombeyi* dominieren die Gehölzinseln der Triftlandschaften des Chinaytals. In den meisten Fällen handelt es sich um Ausschläge einzelner Wurzelstöcke, die sich jedoch noch nicht wieder zu größeren Beständen zusammengeschlossen haben. Mit einer Höhe von selten mehr als 12 m besitzen diese Inseln einen Durchmesser von höchstens 5 m. Die wechselgrünen *N. alpina*-Stockausschlagsgruppen enthalten im Unterwuchs noch einige der Rasenarten, während die immergrünen *N. dombeyi*-Gehölzgruppen lichtliebende Rasenarten schon weitgehend ausdunkeln. Die Saumarten sind in Stockausschlagsgruppen beider Baumarten zu finden.

Unter den Bäumen haben sich bereits eine ganze Reihe von Waldarten wieder angesiedelt. Auffällig ist, daß zwar das ganze Spektrum der beerenfrüchtigen, vogelverbreiteten Waldarten rasch wieder eingewandert ist, aber die sonst in den ursprünglichen Wäldern hochstete *Viola reichei* noch weitgehend fehlt, ein Hinweis auf die langsamere Wiederbesiedlung bei myrmecochorer Ausbreitung.

Die Neophytensamen werden zwar noch vom Vieh eingetragen, die Arten sind aber nur steril anzutreffen, generative Vermehrung findet nicht mehr statt. Diese Stockausschlaginseln sind bereits wieder als (floristisch verarmte) Waldgesellschaften anzusprechen. Trotz extensiver Beweidung hat sich ca. 50 Jahre nach dem Brand im Chinaytal die Vegetation örtlich regeneriert und läßt die ursprünglichen Waldgesellschaften wieder erahnen.

Stockausschlagsinseln der Nothofagi sind im östlichen Parkgebiet seltener zu finden. Es ist unklar, ob dies an der vergleichsweise geringeren Ausschlagskraft von *Nothofagus pumilio* liegt, oder ob intensivere Brände die Bäume vollständig abgetötet haben. Die Neuansiedlung von *N. pumilio* auf Freiflächen gelingt hier unter den etwas extremeren Klimabedingungen nur beim Zusammentreffen einer ganzen Reihe begünstigender Umstände. Obwohl inzwischen gut 50 Jahre seit den großen Bränden im Laninvorland vergangen sind, findet sich fast nirgends Lengajungwuchs.

Die auch als Renovales bezeichneten Sekundärwaldbestände des Chinaytales entstanden nach flächiger Holznutzung oder Brand. Je nach Alter des Eingriffs hat der geschlossene Jungwuchs bereits eine Höhe von bis zu 15 m erreicht. Die neophytischen Rasenarten sind bereits wieder weitgehend aus der aktuellen Vegetation verschwunden, auch wenn ihre Samen noch lange im Boden überdauern werden (SCHERER 1994). Die Arten der Säume und Gebüsche sind dagegen in den Sekundärwäldern des Parkgebietes und seiner Umgebung hochstet, wenn auch nicht immer mit hohen Deckungen anzutreffen.

2. Räumliche und strukturelle Muster

Wie der Vergleich von Probeparzellen zeigt, prägt insbesondere die Intensität der Weidenutzung das Strukturmosaik der Hudelandschaft. Die Fläche im Nationalparkgebiet wird nur noch extensiv beweidet, die außerhalb der Parkgrenzen steht unter starkem Weidedruck.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Die intensiver genutzten Flächen im Nationalparkumland mit ihrem hohen Anteil an Triftrasen sind stärker ausgeräumt. Die nach der Brandrodung liegengebliebenen Totholzstämme wurden entfernt, übrig blieben die schwer zu entfernenden Baumstümpfe. Die relativ hohe Weideintensität und das Fehlen geschützter Stellen in der Umgebung mit liegendem Totholz verhindern den verstärkten Aufwuchs holziger Arten.

Reich strukturiert ist dagegen das Mosaik der Extensivweide im Parkgebiet. Das liegende Totholz, dessen Abtransport infolge der schlechten Infrastruktur nicht rentabel erschien, sowie Gebüsch- und Gehölzgruppen nehmen einen höheren Flächenanteil ein.

Ein wichtiges Element in den südchilenischen Hudewäldern ist das nach der Brandrodung übriggebliebene stehende und liegende Totholz. THOMAS (1994) hat den Deckungsanteil des Totholzes auf Hudeflächen im Villarrica-Nationalpark und seinem direkten Umland kartiert und kam auf Deckungsanteile von im Schnitt 20%. Ursache für diesen hohen Totholzanteil ist die Brandrodung, welche die starken Stämme der Primärwälder zwar abtötet, aber nicht beseitigt. Da der Holzabtransport ökonomisch nicht rentabel ist, liegen diese Stämme kreuz und quer auf den Extensivweiden oder werden zur Seite geschoben als Zäune genutzt. Dieses Totholz hat wichtige ökologische Funktionen im Verlauf der Sukzession. Gebüsch- und Gehölzgruppen sind auf derartigen Hutungen in ihrer Position an das liegende Totholz angelehnt. Offensichtlich schützen die starken Stämme die Gehölzkeimlinge vor Verbiß und Tritt sowie vor Überhitzung. Die Bodentemperaturen auf den oberflächlich oft dünn von schwarzen Lapilli bedeckten Ascheböden sind von Gehölzkeimlingen ohne Beschattung kaum zu ertragen. Daneben spielt der Sameneintrag durch Vögel,die auf den Stämmen sitzen, eine Rolle. Die Beseitigung des Totholzes würde daher vermutlich die Sukzessionsgeschwindigkeit auf den Hudeflächen deutlich verringern.

Die Anteile und Wuchsorte der Strukturelemente von Hudewäldern sind somit durch nutzungsgeschichtliche Zufälle bedingt:

- Die Lage von Totholz, die Schutz für die Ansiedlung fraß- oder trittgefährdeter Arten bot.
- Die Position stockausschlagsfähiger Wurzelsysteme der Hauptbaumarten.
- Die Orte an denen Rhizome von *Chusquea* oder Wurzelstöcke der *Berberis*- und *Ribes*-Arten überlebten.
- Das Intensitätsmuster der Beweidung.

Für die Ausprägung der Vegetation auf den ehemaligen Exploitations- und Brandflächen war Feuer nur der primäre Störfaktor, die weitere Vegetationsentwicklung wurde vom Weidedruck gesteuert. POTT & HÜPPE (1991) beschreiben am Beispiel der nordwestdeutschen Hudelandschaften die Prozesse, die zur Formung typischer Hudestrukturen führen. Die Vegetationsentwicklung geht dabei vom Wald zu buschförmigen Parkstadien und je nach Weidedruck bis hin zur freien Trift. Das Ergebnis sind Landschaften, auf denen sich offene, lückige Triftrasen mit Strauch- und Baumgruppen mosaikartig abwechseln und die den oben beschriebenen Strukturen der südchilenischen Exploitationslandschaften gleichen.

Interessant sind die konvergenten Strukturen mitteleuropäischer und südchilenischer Hudewälder bei weitgehend divergierender Flora; der Verbiß durch Pferde und Rinder schafft Strukturen, die sich in beiden Gebieten gleichen. Der Vergleich wichtiger aufbauender Arten aus Hudelandschaften Chiles und NW-Deutschlands (Tab. 3) zeigt, daß jeweils unterschiedliche Arten die gleiche aufbauende Funktion wahrnehmen: Bewehrte Baumінseln werden in NW-Deutschland von Weißdorn und Hülsen gebildet (POTT & HÜPPE, 1991), in Südchile von *Dasyphyllum diacanthoides*. Bewehrte Sträucher der Mäntel sind in NW-Deutschland z.B. Wachholder und Ginsterarten, in Südchile die *Berberis*-Arten, *Gaultheria phillyreifolia* oder *Desfontainia spinosa*. Ungenießbare Arten der Mäntel sind in NW-Deutschland z.B. *Sorbus aucuparia*, in Südchile die *Ribes*-Arten oder *Myrceugenia chrysocarpa*. Einzige Struktureinheit, in der dominante Arten in beiden Gebieten übereinstimmen, sind die Triftrasen. Sie werden in Chile von europäischen Neophyten aufgebaut; allerdings sind sie deutlich artenärmer als die NW-deutschen Triftrasen.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 3: Vergleich der Strukturelemente in Hudelandschaften NW-Deutschlands und Südchiles.

Strukturelement	Chile	NW-Deutschland
Rasen		
Weidezeiger	Acaena pinnatifida (H) **Dactylis glomerata (H)** **Holcus lanatus (H)** **Agrostis capillaris (H)**	Agrostis stricta (H) **Dactylis glomerata (H)** **Holcus lanatus (H)** **Agrostis capillaris (H)** Nardus stricta (H)
Trittzeiger	**Plantago lanceolata (H)** **Hypochaeris radicata (H)**	**Plantago lanceolata (H)** **Hypochaeris radicata (H)** Plantago major (H) Hieracium pilosella (H)
Sonstige	**Trifolium repens (H)**	**Trifolium repens (H)** Trifolium dubium (T)
Chusquea-Horste		
	Chusquea culeou (Pl. arbustiva)	- nichts äquivalentes -
Säume		
Stauden (ungenießbar)	Alstroemeria aurea (H)	Urtica dioica (H)
Zwergstrauch-Mantel		
Zwergsträucher	Pernettya myrtilloides (Ch) Pernettya pumila (Ch)	Calluna vulgaris (Ch) Empetrum nigrum (Ch) Erica tetralix (Ch)
Strauch-Mantel		
Sträucher, bewehrt	Berberis buxifolia (Pn) Berberis darwinii (Pn) Berberis linearifolia (Pn) Desfontainia spinosa (Pn) Gaultheria phillyreifolia (Pn) Rubus constrictus (P)	Juniperus communis (P) Genista angelica (Pn) Prunus spinosa (P) Rosa canina (P) Crataegus spec. (P)
Sträucher, unbewehrt	Myrceugenia chrysocarpa (Pn) Ribes magellanicum (Pn) Maytenus magellanica (Pn) Drimys winteri andina (Pn)	Sorbus aucuparia (P) Ribes nigrum (P) Sarothamnus scoparius (P) Viburnum opulus (P) Sambucus nigra (P)
Bauminsel		
Bäume, bewehrt	Dasyphyllum diacanthoides (P)	Ilex aquifolium
Bäume, unbewehrt	Nothofagus dombeyi (P) Nothofagus alpina (P)	Fagus sylvatica (P) Quercus robur (P)

T = Therophyt **Pn = Nanophanerophyt**
Ch = Chamaephyt **P = Phanerophyt**
H = Hemikryptophyt

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschaft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Anpassungen an äquivalent strukturierte Landschaften entwickeln sich bei gleichartiger Nutzung also weithin unabhängig von der aufbauenden Flora. Das unterschiedliche floristische „Ausgangsmaterial" scheint eine weniger wichtige Rolle zu spielen als die gleichsinnig wirkenden Nutzungsfaktoren Exploitation, Brand und Beweidung. Nischen die vom vorhandenen Florenmaterial nicht ausgefüllt werden können, besetzen Neophyten.

Die Verteilung der einzelnen Mosaik-Elemente ist zwar nicht standörtlich bedingt, die verschiedenen Vegetationsstrukturen verursachen jedoch durch Rückkopplung unterschiedliche aktuelle Nutzungen und kleinklimatische Bedingungen. Die einzelnen Strukturelemente stehen damit auch für unterschiedlich weit vorangeschrittene Sukzessionsprozesse; aus ihrem räumlichen Nebeneinander kann daher auf das zeitliche Nacheinander und den damit verbundenen floristischen Wandel geschlossen werden. Die Regeneration führt in Mitteleuropa wie Südchile bei nachlassender Weideintensität über Gebüschinitialen zu Regenerationskomplexen (Abb. 2). Steuernde Faktoren sind dabei die Widerstandsfähigkeit und das Regenerationsvermögen der Arten. Bewehrte und ungenießbare Arten bilden Gebüschinitialen, in deren Schutz dann andere holzige Arten aufkommen können. Aufwachsende Nothofagi werden anfangs seitlich befressen, überschatten später die Pioniergebüsche und dunkeln sie teilweise aus. Wo die Flächen in privater Hand sind, werden die Stämme rasch wieder auf den Stock gesetzt, um den Holzbedarf der kleinen Höfe zu decken. Die Rinder beweiden die Stockausschläge, und die Landschaftsentwicklung verharrt beim Hudewald. Wo im Parkgebiet der Nutzungsdruck nicht so groß ist, können sich die Stockausschläge weiterentwickeln. Diese Stockausschläge schließen sich bei Nutzungsaufgabe langfristig zu Sekundärwäldern und dunkeln die Arten der Raseninitialen aus (Abb. 2). In den Stockausschlagsgruppen sind relativ schnell wieder Regenerationszellen für die natürlichen Waldlebensgemeinschaften vorhanden, bei ungestörter Entwicklung ist langfristig die Wiederbewaldung zu erwarten.

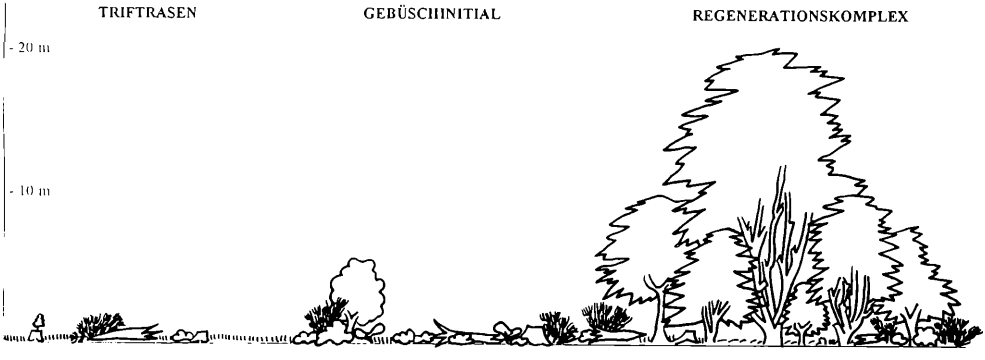


Abb. 2: Schematisierte Entwicklungsreihe einer Hudelandschaft im Villarricagebiet.

Bewertung

Als Resten ehemals weitverbreiteter Landnutzungsformen und als Refugien einer Vielzahl bedrohter Tier- und Pflanzenarten wird den mitteleuropäischen Hudewäldern inzwischen ein sehr hoher Schutzwert zuerkannt (SCHWABE & KRATOCHWIL 1987, POTT & HÜPPE 1991). Ganz im Gegenteil dazu gelten die südchilenischen Exploitationslandschaften in der öffentlichen Diskussion als Musterbeispiele von Degradationslandschaften ohne ökologischen Wert (DONOSO 1993). Zur Beurteilung dieser überraschend unterschiedlichen Wertung schien es lohnend, am Beispiel der südchilenischen Hudewälder den Prozeß der Einnischung von Arten in diese Sekundär-Lebensräume genauer zu betrachten.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Vegetationseinheit	Neophytenanteil (Gesamtartenzahl)		
	Umland	Chinay	östl. Parkgebiet
Rasen	75% (**16**)	47% (**19**)	31% (**35**)
Zwergstrauchheiden		20% (**25**)	13% (**31**)
Gebüsche	27% (**26**)	33% (**27**)	22% (**51**)
Chusquea-Horste	32% (**19**)	14% (**21**)	30% (**37**)
Stockausschläge	32% (**31**)	22% (**41**)	29% (**35**)
Sekundärwald	7% (**28**)	0% (**27**)	

Tabelle 4: Ungewichteter Neophytenanteil und Gesamtenzahl verschiedener Ersatzgesellschaften im Villarrica-Gebiet.

Betrachtet man zuerst die Herkunft der Arten, welche die extensiv beweideten Rasen im Chinay-Tal aufbauen, erkennt man einen sehr hohen Neophytenanteil. Wenn für die Berechnung nur die Arten herangezogen werden, die in mindestens 10% aller Aufnahmen vorkommen (Tab. 4), ergibt sich ein ungewichteter Neophytenartanteil von 47%. Darunter sind außer *Acaena pinnatifida* alle Arten mit hohen Deckungsanteilen. Gewichtet man auch die Deckungsanteile, so wird die Bedeutung der Neophyten noch höher, als es der reine Prozentanteil (bezogen auf die Artzahl) ausdrückt. Der Eindruck der floristischen „Wertlosigkeit" scheint also zumindest auf die Rasenbereiche der Hudewälder zuzutreffen, wenn man als Wert die Refugialfunktion für autochthone Arten heranzieht.

Bereits OBERDORFER (1960) fiel bei Untersuchungen des südchilenischen Wirtschaftsgrünlandes auf, wie hier mit der abendländischen Landkultur Artenverbindungen holarktischer Herkunft in einen verwandten Klima-Raum eingedrungen sind. Er führt diese Florenverfremdung darauf zurück, daß die einheimische Flora keine an klimatische Offenlandbedingungen angepaßten Sippen entwickelt habe, so daß wenige Taxa europäischer Herkunft in großer Einförmigkeit das Wirtschaftsgrünland Südchiles dominieren können.

Die Annahme von OBERDORFER (1960), die südchilenische Flora besitze keine an Offenlandbedingungen angepaßten Taxa, kann so jedoch nicht akzeptiert werden: Der Neophytenanteil der östlichen Rasen ist mit 31% knapp 16 Prozentpunkte geringer als der im Chinaytal und sogar 44 Prozentpunkte geringer als im Parkumland. In den östlichen Rasen gibt es eine große Gruppe aus den angrenzenden Steppen bzw. Saumhabitaten eindringender autochthoner Arten. Es existiert also in der südchilenischen Flora durchaus ein autochthoner Artenpool, der sogar an die extremeren Klimabedingungen des angrenzenden Steppenrandes angepaßt ist.

Die Ursache für die Neophytisierung des Grünlandes liegt unseres Erachtens darin, daß die Flora Südchiles keine Sippen besitzt, die an die Tritt- und Fraßbelastung durch schwere Huftiere angepaßt sind. Während Großhuftiere in Mitteleuropa von Natur aus vorkamen, die Flora also an die mechanische Belastung angepaßt war, kamen in Südchile in vorkolumbianischen Zeiten nur Cameliden mit weichen Sohlen vor (und diese nicht in Waldökosystemen). Tritt ist also für die einheimische Vegetation ein unbekannter Faktor, trittresistente Rosettenpflanzen wie *Hypochaeris radicata, Taraxacum officinale* oder *Plantago lanceolata* haben sich hier nicht entwickelt. Auch die rupfende Rinderzunge mag ein mechanischer Faktor sein, auf den die einheimische Vegetation nicht eingestellt ist. Sobald holzige Arten ein Mindestmaß an Tritt- und Verbißschutz bieten, treten auch im beweideten Chinaytal

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

wieder autochthone Saumarten auf. Die Erklärung für die Neophytisierung der Grünlandflora Südchiles findet man also nicht in klimatischen Faktoren, sondern – worauf bereits OBERDORFER (1960) hinweist – in der abendländischen Landeskultur (bzw. den mit ihr eingeführten Nutztieren). Das Beispiel der unbeweideten östlichen Brandgebiete belegt auch, daß die Neophytisierung kein zwangsläufig mit der Brandrodung verbundener Prozeß ist, sondern erst durch die Beweidung einsetzt. Der im Vergleich zu den aktuell beweideten Rasen (Chinaytal, Parkumland) viel geringere Neophytenanteil im östlichen Parkgebiet (bei deutlich höherer Gesamtartenzahl) zeigt die Auswirkungen der strengen Phytosanitärkontrolle, die aus diesem Parkteil seit langem eine viehfreie Zone macht. Ohne die Trittbelastung durch Huftiere gelingt es der autochthonen Flora durchaus, die durch Brand geschaffenen Sekundärstandorte zu besiedeln und die Nischen stärker besetzt zu halten. Von den neophytischen Grünlandarten dringen in diese steppennahen und unbeweideten Grasfluren nur noch *Trifolium repens, Rumex acetosella, Poa pratensis, Agrostis tenuis* und *Hypochaeris radicata* mit hoher Stetigkeit ein.

Ähnliches galt zu Entstehungszeiten der mitteleuropäischen Hudelandschaften mit Sicherheit auch für die Arten der dortigen Triftrasen. Gräser und Kräuter etwa der in NW-Deutschland einst weit verbreiteten Sandtrockenrasen (z.B. *Spergulo-Corynephoretum, Diantho-Armerietum*) gingen von ihren natürlichen Standorten auf die vom Menschen geschaffenen Hudeflächen über.

Die unterschiedliche Bewertung beruht darauf, daß die Primärstandorte der nordwestdeutschen Sandrasenarten inzwischen weitgehend zerstört sind, so daß die Sandrasenarten weitgehend auf sekundären Ersatzbiotopen geschützt werden müssen. In Südchile sind magere Standorte dagegen nach wie vor eher die Regel als die Ausnahme, als schützenswert gelten hier die Arten der ursprünglichen Waldökosysteme.

Im Laufe der Sukzession geht dort der Neophytenanteil stark zurück, im Chinaytal hat er in den Stockausschlägen nur noch 22% Artanteil und nur minimale Bedeutung für die Gesamtbiomasse. THOMAS (1994) untersuchte neben den Mosaiksteinen der Brandfolgelandschaften auch exploitierte Wälder und Sekundärwälder im direkten Umland des Nationalparks bei Chinay. Sie fand, daß sich der Prozeß der Renaturalisierung der Flora mit zunehmendem Deckungsgrad der Baumarten verstärkt und die Neophyten wieder fast vollständig aus der Flora verschwinden (in den Sekundärwäldern des Chinaytals finden sich keine Neophyten mehr mit Stetigkeiten über 10%); es kommt also nicht zur dauerhaften Dominanz der Neophyten. Die Bedeutung aktueller Nutzungseingriffe zeigt auch der Vergleich von Brandfolgelandschaften innerhalb und außerhalb der Parkgrenzen (THOMAS 1994). Die Neophytenanteile sind in strukturell vergleichbaren Einheiten außerhalb des Nationalparkgebiets in der Regel höher als innerhalb des Parks. Neophyten sind im Untersuchungsgebiet somit gute Indikatoren für anthropogene Störungen (Tab. 1).

Der hohe Schutzwert, der Hudelandschaften in Mitteleuropa zugemessen wird, beruht jedoch nicht ausschließlich auf ihrer Bedeutung als Magerstandorte. Arbeiten aus Nordwestdeutschland zeigen, daß sie auch große Bedeutung als Refugialräume für Arten besitzen, die ihre Primärlebensräume in altholzreichen Wäldern hatten (ASSMANN & STARKE 1990). Deshalb sollte man die Bewertung der südchilenischen Hudelandschaften nicht nur am „degradiertesten" Mosaikstein orientieren, sondern das hochdiverse Artenreservoir des Gesamtsystems betrachten. Bereits in den vorliegenden Vegetationsaufnahmen kommen 131 autochthone Arten vor (ca. 85% der insgesamt 155 Arten). Diese Vegetationsaufnahmen wurden jedoch ausschließlich auf Normalstandorten erhoben. Die in die Hudelandschaften eingebetteten Sonderstandorte wie Bacheinschnitte, Felsköpfe, Flachmoore etc. bieten vielen weiteren einheimischen Arten Refugien, die sie in ausgeräumten Agrar- und Forstlandschaften nicht mehr finden. In den verschiedenen Nischen des „Gesamtsystems Hudelandschaft" halten sich somit Regenerationszellen für die ursprünglichen (oder zumindest naturnahe) Waldlebensgemeinschaften. Ihr Schutzwert muß daher sehr viel höher eingestuft werden, als er sich in der aktuellen chilenischen Forstdiskussion darstellt. Insbesondere der von der Forstindustrie propagierten Einschätzung von Hudelandschaften als „Ödland" (HARTWIG 1991) muß deutlich widersprochen werden.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Konsequenzen für das Management von Hudelandschaften in Deutschland und Chile

Wie gezeigt werden konnte, formt in Südchile nicht die Brandrodung, sondern ihre Kombination mit Tritt und Beweidung durch verschiedene Großhuftiere das typische Bild der Exploitationslandschaften. Die mit Beweidung verbundenen mechanischen Faktoren sind in ihrem Zusammenspiel für Hudelandschaften strukturprägend und damit nischenformend. Die prägende Kraft dieser Faktoren, die floristisch komplett unterschiedliche Ausgangsökosysteme in gleichartig strukturierte Hudelandschaften verwandeln, ist sehr hoch einzuschätzen. Dies spricht dafür, daß sie durch andersgeartete „Pflegemaßnahmen" keinesfalls ersetzt werden können. Ehemalige Triftweiden, die heute durch Schnitt gepflegt werden, simulieren vielleicht ein ähnliches Landschaftsbild, die hudetypischen Nischen und Artenzusammensetzungen lassen sich so nicht erhalten. Derartige „potemkinsche Triftweiden" verlieren ihren Naturschutzwert rasch, auch wenn dies nicht überall in den von Landschaftspflegern dominierten Naturschutzbehörden so gesehen wird. Es gibt keine „billigen" Ersatzmaßnahmen zum Erhalt traditioneller Kulturlandschaften, sie (und die von ihnen abhängenden Lebensgemeinschaften) erhalten sich nur durch traditionelle (und heutzutage in Deutschland kostspielige) Landeskultur.

Interessant ist der abschließende Vergleich der für Hudelandschaften in Deutschland und Südchile anzustrebenden Schutzziele. Der Wert der südchilenischen Hudelandschaften liegt nicht im Erhalt einer extensiven Kulturlandschaft, sondern in ihrer Refugialfunktion für Arten der Primärwälder; die beweideten Triftrasen sind floristisch „wertlos". Schutzziel sollte hier sein, die Neophytisierung rückgängig zu machen und die Rückentwicklung naturnaher Waldökosysteme zuzulassen. Wichtigster Schritt hierzu ist die Aufgabe der extensiven Weidewirtschaft und die Tolerierung der natürlichen Sukzession. Die einheimischen Arten der untersuchten Offenlandbereiche haben alle auch Nischen an Sonderstandorten, in lichten natürlichen Waldgesellschaften oder jenseits der natürlichen Waldgrenze, die Einstellung der Triftweide wird ihrem Überleben nicht schaden. Paradoxerweise (und im Gegensatz zur Situation in Deutschland) sollte der „Schutz" der südchilenischer Hudelandschaften also ihrem mittelfristigen Verschwinden dienen, nicht ihrem langfristigen Erhalt.

Für das engere Untersuchungsgebiet hat dies direkte Konsequenzen: Die Hudewälder des Villarricagebiets stellen Regenerationszellen für die natürlichen Waldlebensgemeinschaften dar, bei ungestörter Entwicklung ist eine rasche Wiederbewaldung der Talböden zu erwarten. Somit könnte man auf lange Sicht in den heutigen Hudeflächen durch die Einstellung der Waldweide den zukünftigen Flächenanteil der gefährdeten und aus Naturschutzsicht besonders wertvollen hochvaldivianischen Waldgesellschaften erhöhen. Da es sich um Grenzertragsflächen handelt, dürften hier auch Flächenzukäufe für die Forstbehörde finanzierbar sein. Die heutigen Hudewälder könnten damit auf Dauer für die Fortentwicklung des Villarrica-Nationalparks eine entscheidende Rolle spielen.

Danksagung

Der Dank der Autoren gilt der Deutschen Forschungsgemeinschaft für die Finanzierung des Villarrica-Projektes, in dessen Rahmen die vorliegende Studien erstellt wurde. Prof. Dr. K. Müller-Hohenstein, Prof. Dr. U. Deil und weitere Mitarbeiter des Lehrstuhls für Biogeographie der Universität Bayreuth begleiteten die Arbeiten mit kritischen Ratschlägen.

Literatur

ASSMANN, T., STARKE, W. (1990): Coleoptera Westfalica. – Abhdl. Westf. Mus. f. Naturkunde 52(1): 1–61. Münster.

BUCH, M. von (1970): Der Einfluß vulkanischer Eruptionen und Erdbeben auf die Böden Südchiles. – Zeitschr. dtsch. geol. Ges. 121: 225–252. Hannover.

– (1975): Waldformationen und Landnutzungen im chilenisch-argentinischen Grenzgebiet der Bezirke Pucón und Coñaripe. – Mitt. Bundesforschungsanst. f. Forst- u. Holzwirtschaft 110: 11–26. Hamburg.

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

CONAF/INFOR (1991): Catastro Bosque Nativo IX Región (Sector Andino). – interner Bericht. – Temuco, Chile.
CORREA, M. N. et al. (1969–1988): Flora Patagónica, parte II/III/IV/V/VII. Colección Científica del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, tomo VIII. – Impreso en los Talleres I.S.A.G.. Buenos Aires: 2782 S.
DONOSO, C. (1994): Bosques templados de Chile y Argentina. – Ed. Univ.. Santiago de Chile: 483 S.
EISENHAUER, G. (1981): Chile: Auf dem Weg zu einem Waldland mit Zukunft. – Holz aktuell 3: 48–53. Hamburg.
FINCKH, M. (1996): Die Wälder des Villarrica-Nationalparks (Südchile) – Lebensgemeinschaften als Grundlage für ein Schutzkonzept. – Dissert. Bot. 259. – Cramer. Berlin/Stuttgart: 181 S.
GOLTE, W. (1973): Das südchilenische Seengebiet – Besiedlung und wirtschaftliche Erschliessung seit dem 18. Jahrhundert. – Bonner Geogr. Abh. 47. Dümmler. Bonn: 183 S.
HARTWIG, F. (1991): Chile, Desarrollo Forestal Sustentable – Ensayo de política forestal. – Editoral Los Andes. Santiago de Chile: 185 S.
HÜPPE, J. (1990): Die Genese moderner Agrarlandschaften in vegetationsgeschichtlicher Sicht. Verh. Ges. f. Ökologie 19(2): 424–432. Osnabrück.
HUSEN, C. van (1967): Klimagliederung von Chile auf der Basis von Häufigkeitsverteilungen der Niederschlagssummen. – Freiburger Geogr. Hefte 4: 1–113. Freiburg.
MARTICORENA, C., QUEZADA, M. (1985): Catálogo de la flora vascular de Chile. – Gayana 42(1/2): 1–157. Concepción, Chile.
OBERDORFER, E. (1960): Pflanzensoziologische Studien in Chile. – Flora et Vegetatio Mundi 2. Cramer. Weinheim/Bergstr.: 208 S.
POTT, R., HÜPPE, J. (1991): Die Hudelandschaften Nordwestdeutschlands. – Abh. Westf. Mus. f. Naturkunde (53)1/2. Münster: 313 S.
SCHERER, M. (1994): Einfluß indigener und marktwirtschaftlicher Landnutzungssysteme auf die Vegetation in Südchile – Strukturvielfalt, Biodiversität und Diasporenbank. – Unveröff. Diplomarbeit Lehrstuhl Biogeographie Universität Bayreuth: 152 S.
SCHWABE, A., KRATOCHWIL, K. (1987): Weidbuchen im Schwarzwald und ihre Entstehung durch Verbiß des Wälderviehs. – Beih. Veröff. Naturschutz Landschaftspflege Bad.-Württ. 49: 1–120. Karlsruhe.
THOMAS, S. (1994): Der Nutzungsgradient an der Parkgrenze des Villarrica Nationalparks (Südchile). – Unveröff. Diplomarbeit Lehrstuhl Biogeographie Universität Bayreuth: 63 S.
VEBLEN, T.T., ASHTON, D. (1978): Catastrophic influences on the vegetation of the Valdivian Andes, Chile. – Vegetatio 36 (3): 149–167. The Hague.
VOGEL, A. et al. (1994): Auswirkungen eines Aschefalls auf die Vegetation eines Südbuchenwaldes in Westpatagonien. – Verh. Ges. f. Ökologie 23: 177–186. Osnabrück.

Dr. Manfred Finckh, Projecto C.E.E.
c/o Departamento de Ciencias Químicas, Universidad de La Frontera
Casilla 54d
Temuco, Chile

Dipl. Geoökologin Stephanie Thomas
Lehrstuhl Biogeographie, Universität Bayreuth
D-95440 Bayreuth, Deutschland

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Tabelle 1. Stetigkeitstabelle

			Trittrasen			Heiden			Gebüsche			Chusquea-Horste			Stock-Ausschläge			Sekundär-Wald	
	Gesellschafts-Nummer:		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
	Aufnahmen pro Gesellschaft:		10	31	31	1	28	11	7	23	10	7	17	16	8	31	5	12	15
	Gesamtdeckung in %:		76	70	77	90	79	84	81	88	89	87	90	94	88	94	90	85	86
	Grösse der Fläche in m2:		3.8	3.4	4.0	5.0	3.9	5.5	4.7	7.9	7.7	7.9	7.8	18	35	57	42	92	63
	Parkgebiet:		A	I	QZ	A	I	QZ	A	I	QZ	A	I	QZ	A	I	QZ	A	I
	Rasenarten:																		
N	Trifolium repens	K	60	71	48		4	9	29	17	10			13	50	16	80		
N	Plantago lanceolata	K	50	35	35		18			39	40			19	25	45	100		
N	Dactylis glomerata	K	40	35	13		14		43	52	40	29	6	25	75	61	60	8	7
N	Taraxacum officinale	K	70	58	16		7		57	30	30	43	24	31	63	52	100		7
N	Holcus lanatus	K	30	32	23		4		57	22	10	43	6	19	38	16	40		
N	Rumex acetosella	K	100	100	100		32	64	100	83	80	57	47	63	63	35	100	25	
	Acaena pinnatifida	K	80	100	97	100	68	55	71	96	90	57	47	63	75	81	100	25	7
N	Hypochaeris radicata	K	90	94	45	100	29	9	71	39	60	29		38	75	45	60	33	
N	Agrostis tenuis	K	50	26	55		14	73	29	57	40		18	50	63	29	20	8	
N	Poa pratensis	K	80	84	68		4			30	30	14	6	19	25	42	80		
	Agoseris coronopifolius	K	20	32	42		7	9	14		10				13	3			
	Bromus fonckii	K	10	26	29		18		29	30	40	29	6		50	39	40		
	Conyza spec	K		6	26		14	9	14	4	30		12				20		
	Arten von Feuchtstandorten:																		
	Carex macloviana	K		13	16					4	10								
	Arten der östlichen Rasen:																		
	Fragaria chiloensis	K			65		18	18		30	60		6	69	13	10	60	25	13
	Elymus andinus	K		26	48		29	64		35	100		18	44		32	80	8	13
N	Cerastium arvense	K	10	3	65			64			60			50			20		
N	Crepis capillaris	K	20	6	71		7	18		4	20			19		3		8	
	Poa rigidifolia	K		16	35		14	64			10					13	40		7
	Trisetum hirtiflorum	K			35		4	27											
	Phacelia secunda	K		6	23			9			30		6				20		13
	Collomia biflora	K		6	23			18		13					13	3			
	Aster cf vahlii	K			23			36						19					
	Senecio bracteolatus	S2			16			45											
	Hordeum comosum	K			16			18			10								
	Lathyrus multiceps	K			13			9											
	Calandrinia gayana	K		6	10			0											
	Sisyrinchium pearcei	K			10			18											
	Carex aphylla	K		6	13		4	18		4				6		3			
	Solenomelus sisyrinchium	K			10			9											
	Arten der Säume und Gebüsche:																		
	Pernettya myrtilloides	S2		13	6	100	100	64	14	30	20		35	25	13	61		58	40
	Berberis buxifolia	S2		3	10		50	64	43	70	70	14	18	63	38	39	100	42	
	Ribes magellanicum	S2		3	3		29	36	29	48	80	43	35	31	63	81	100	58	87
	Embothrium coccineum	S1/S2					21	9	14	30	10		12			16		42	20
	Blechnum microphyllum	K			3		21	18	14	22		14	12	6	13	16		33	20
	Acaena ovalifolia	K		6	3		18	9	29	57	10		41	56	25	48	100	25	53
	Berberis [illegible]	S2		6	3		18	9	43	52	10	14	24	13	13	55		25	60
	Alstroemeria aurea	K	10	23	6		29	9	43	35	40	14	29	69	13	81	100	58	60
	Senecio eruciformis/mollinae	S?		3			[illegible]	9		26	40		29	19		10	20		
	Vicia nigricans	K		13	19		29	36		4	40		18	38		45	40	33	13
	Solanum cyrtopodium	S2			3		11	18		17	10		6	13	13	42	60	8	13
	Berberis linearifolia	S1/S2					7			26	10		12			48	20	17	27
N	Rosa moschata	S2	20												13	6		8	
	Arten der östlichen Säume:																		
	Calceolaria valdiviana	K		6	13		18	55			20		12	38	13		60		13
	Gamochaeta neuquensis	K			13			18			20			25					
	Geranium patagonicum	K		3	16						20			19					
	Arten der östlichen Gebüsche:																		
	Maytenus chubutensis	S2						64			10		6						
	Hieracium chilense	K					4	36			10		6	6					
	Mutisia spinosa	L						36			30			6			40		7
	Discaria chacaye	S2			3		4	18			10								
	Ribes cucullatum var. dens.	S2			3		7			9	30			6		3	40		
	Berberis serrato-dentata	S2												19					
	Ovidia andina	S2												19				8	7
	Ribes cucullatum var. cuc	S2			3			27			10			19					
	Poa tristigmatica	K			3			18						19					
	Arten der Bambushorste:																		
	Chusquea culeou	S1/S2					11	9	43	13	20	100	100	100	25	42	80	67	53
	Relbunium hypocarpium	K					4			13	10		18	19	13			8	
	Waldarten:																		
	Nothofagus alpina	B2													25	45	60	42	40
	Nothofagus alpina	B3/S1									10	14			50	55	100	92	53
	Nothofagus alpina	S2							14	4		14		13	25	61		42	47
	Nothofagus alpina	K		3			4					14	6		38	58	40	25	47
	Nothofagus dombeyi	B2													13	16		50	73
	Nothofagus dombeyi	B3/S1										14			25	35	40	83	40
	Nothofagus dombeyi	S2							14			14		6	38	23	40	50	20
	Nothofagus dombeyi	K					7		14			14			25	10		8	20
	Araucaria araucana	B1		3												3			
	Araucaria araucana	S2		13			7	9			10		6						7
	Nothofagus obliqua	B2													13				
	Nothofagus obliqua	S2								4					13				
	Nothofagus obliqua	K								4		14	6		13				
	Maytenus magellanicus	S1/S2								4			12			42	40	17	7
	Maytenus disticha	S2			3		14			9			6	6		39		17	13
	Schinus patagonicus	S1/S2					7	18	14		10		6			13		8	20
	Myoschilos oblonga	S2														26		42	40
	Festuca scabriuscula	K		3	6		4	9	14	4	30			6		35		17	
	Osmorhiza chilensis	K							14		10	29	6	38	25	29	80	42	60
	Myrceugenia chrysocarpa	S2					4			4				6	13	26		42	7
	Dioscorea brachybothrya	L											6			10		17	13
	Fuchsia magellanica	S2										14				13		8	
	Polystichum plicatum	K					4	18			10			19		10			33
	Gaultheria phillyreifolia	S2									10		6			13		42	47
	Viola reichei	K					4	9			10		6	25		13	20	33	13
	Berberis montana	S2												13		3	20	8	7
	Codonorchis lessonii	K														3		17	53
	Lathyrus magellanicus	K					4						6						67
	Adenocaulon chilense	K														3		25	7

A = Parkumland, I = beweidetes Nationalparkgebiet, QZ = weidefreie Quarantänezone

N = Neophyt

Stetigkeitsmass = relative Stetigkeit [%]

©Floristisch-soziologische Arbeitsgemeinschft; www.tuexenia.de; download unter www.zobodat.at

Manfred Finckh & Stephanie Thomas: Hudelandschaften Südchiles

Tabelle 2: Rasengesellschaften

		Beweidete Rasen im Parkumland	Beweidete Rasen im Nationalpark	Unbeweidete Rasen der Quarantänezone
Aufnahmenummer		S S 2 2 S S S S S	M M M M M M 1 1 1 1 S S S S S

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Tuexenia - Mitteilungen der Floristisch-soziologischen Arbeitsgemeinschaft

Jahr/Year: 1997

Band/Volume: NS_17

Autor(en)/Author(s): Finckh Manfred, Thomas Stephanie

Artikel/Article: Struktur und Genese von Hudelandschaften in Südchile (mit einem Ausblick auf Mitteleuropa) 159-172