©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Ber. d. Reinh.-Tüxen-Ges. 25, 132-149. Hannover 2013

Landschaftswandel im Mittelmeerraum und seine Folgen für Arten- und Habitatdiversität

– Ulrich Deil, Freiburg i.Br. –

Abstract

Land use change in the Mediterranean area and consequences for species and habitat diversity

The effects of land use changes in the last decades and the consequences for the α-diversity in arable land and the vegetation mosaic at the landscape scale were studied in three southwest-Mediterranean areas. The regions are quite similar in their abiotic conditions and have an identical potential natural vegetation, but are submitted to different levels of modernization and landscape transformation: 1) The Tangier Peninsula in NW Morocco has still elements of traditional, self-sustaining agriculture, 2) the Campo de Gibraltar in SW Spain is managed in an agro-industrial way, and 3) the Serra de Monchique in southern Portugal has a market oriented agriculture with farms of medium size. Land use change was studied in Portugal by a comparison of historical aerial photograph form 1966 with the situation in 1996. The tendencies in the three study areas are compared with those under way all over the Mediterranean region.

The comparison of the weed communities on both sides of the Straits of Gibraltar shows that modernization of agriculture reduced weed diversity drastically. Morocco documents nowadays show a situation which existed in Spain and Portugal some decades ago. The tendency is similar, with a time lag in Morocco. At the landscape level, the mosaic of habitats and plant communities is also quite different and we can distinguish character communities of a self-sustaining and an agro-industrial vegetation landscape.

Other transformation processes are divergent. At the northern fringes of the Mediterranean Sea land pressure is decreasing on unproductive sites and in remote areas. Rain fed agriculture is abandoned there and replaced by forests and maquis. In plains and coastal areas, agriculture is intensified. In Northern Africa, degradation in all land use types is ongoing: Forest area is decreasing, pastures are overgrazed and arable land is intensified.

1. Einleitung

Neben dem prognostizierten Klimawandel und der Einschleppung gebietsfremder Arten wird veränderte Landnutzung als Hauptrisiko für den Rückgang der Artenvielfalt angesehen (siehe BLONDEL & MÉDAIL 2009 für den Mediterranraum). Dabei ist zu unterscheiden zwischen 1) den Effekten einer Veränderung innerhalb desselben Landnutzungstyps (z.B. der Intensivierung des Ackerbaus), 2) den Konsequenzen eines Nutzungswechsels (z.B. Umbruch von Grünland in Ackerland) und 3) indirekten, über die Nutzungsfläche hinausreichenden Folgen für andere Lebensräume (z.B. atmogene Stickstoffeinträge). Da viele (vor allem tierische) Organismen auf ein Mosaik aus mehreren Habitaten angewiesen oder auf Grenzlinien zwischen verschiedenen Lebensräumen (z.B. Säume) spezialisiert sind, ist auf landschaftlicher Ebene ferner die Vielfalt der Habitate, ihre räumliche Konfiguration und Flächengröße

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

(Fragmentierung), die Kontaktreihen an Vegetationstypen und die Schärfe der Übergänge (Ökotone, Ökokline) von Bedeutung nicht nur für die Artenvielfalt auf landschaftlicher Ebene (γ-Diversität), sondern für die Habitatvielfalt selbst als Diversitätsparameter.

Den auslösenden Ursachen und den ökologischen Konsequenzen von Landschaftswandel im Sinne von anthropogenem Landnutzungswandel soll hier am Beispiel des südeuropäisch-nordafrikanischen Mittelmeerraumes nachgegangen werden, mit einem Fokus auf die Gefäßpflanzen (stellvertretend für die Organismenvielfalt) und die Vegetationstypen (die Habitatdiversität repräsentierend). Dabei muss man sich klarmachen, dass dies das vom Menschen am längsten genutzte und tiefgreifendst veränderte mediterrane Ökosystem der Erde ist. GREUTER (1994) vermutet, dass die - im Vergleich zu den vom Menschen erst viel später besiedelten Gebieten Kap-Region oder Südwestaustralien - geringe Extinktionsrate an Gefäßpflanzen im Mittelmeerraum darauf zurückzuführen sein könnten, dass wesentliche Artverluste bereits vor einigen tausend Jahren eingetreten sind. Andererseits hat die Landnutzung im Mittelmeerraum die Habitatvielfalt enorm erhöht. PIGNATTI & PIGNATTI (1984) und PIGNATTI (1991, 2003) weisen darauf hin, dass die mediterranen Kulturlandschaften erst durch den Menschen diese Vielfalt an Lebensräumen erhalten haben und dass manche Arten der Therophytenrasen erst in Ko-Evolution mit dem Landwirtschaft betreibenden Menschen entstanden sind. Die Öffnung des Pflanzenkleides durch den Menschen erlaubte die Ausbreitung von Arten der Küsten und Felsstandorte in die Fläche und stieß die Selektion und Evolution von stenochoren Chamaephyten zu eurychoren Therophyten an, die dann auf anthropogenen Sekundärstandorten erfolgreich wurden. Zu der hohen α-Diversität und enormen Artendichte mancher Habitate wie den Rasengesellschaften kommt eine beeindruckende Zahl von Endemiten hinzu, meist Chasmophyten oder Spezialisten der oromediterranen Stufe, die in den jungen Faltengebirgen und in dem durch Inseln und Halbinseln stark gegliederten Mediterranraum eine regionale Ausprägung von Flora und Vegetation erfahren haben, verstärkt durch die Isolation von Populationen und allopatrische Artbildung während der Klimaschwankungen des Pleistozän (MÉDAIL & DIADEMA 2009). So zählt der Mittelmeerraum mit ca. 24000 Gefäßpflanzen zu einem der hotspots der Phytodiversität auf der Erde (GREUTER 1991, MÉDAIL & QUEZEL 1997).

Verfolgt man anthropogenen Landschaftswandel in Europa über den Zeitraum von mehreren Jahrhunderten bis Jahrtausenden, so zeigt sich, dass dieser schubweise verläuft, dass also Phasen einer längere Zeit gleichbleibenden Landnutzung von solchen rascher Veränderungen abgelöst werden. Letztere werden durch technische Innovationen (Einführung des Pfluges oder des Mähdreschers, Einsatz von Kunstdünger, Möglichkeit der künstlichen Bewässerung) oder durch Umbrüche im sozialen und wirtschaftlichen System ausgelöst (ANTROP 2000, 2005). Die Einbeziehung eines Gebietes in den überregionalen bis globalen Markt ist etwa so ein Prozess. Dadurch gelten die bisherigen ökonomischen Rahmenbedingungen nicht mehr, die Rentabilität des Wirtschaftens ändert sich, die in einer Subsistenzwirtschaft noch produktiven Standorte werden unrentabel und die Frage „Was ist Grenzertragsstandort?“ stellt sich ganz neu. Bei marktorientiertem Wirtschaften spielt plötzlich nicht nur die Ertragskraft der Flächen eine Rolle, sondern Zugänglichkeit zum Markt und Erreichbarkeit mit Maschinen sind weitere entscheidende Produktionsfaktoren.

In den letzten 150 Jahren erfolgten einige solche Umbrüche in der Landwirtschaft des Mittelmeerraumes, die schlagwortartig mit dem Wechsel von 1) einer Subsistenzwirtschaft mit lokalem Wirtschaftkreislauf über 2) eine marktorientierte Landwirtschaft mit regionalem Absatzmarkt zu 3) agro-industriellem Wirtschaften für einen europäischen bzw. globalen Markt benannt werden können. Hinzu kommt 4) als neueste, postindustrielle Landnutzung die Erholungsfunktion der Landschaft und ihre Rolle für den Naturschutz, die teils durch die Nutzer (Touristen) positiv bewertet und entsprechend finanziert wird, teils durch Subventionen

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

der EU und der Nationalstaaten für unrentables, aber umweltpolitisch gewünschtes Wirtschaften der Bauern.

Ein erster Überblick über den Landschaftswandel im Mittelmeerraum in der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts (siehe z.B. ANTROP 1993, GROVE & RACKHAM 2001 oder die zahlreichen regionalen Fallstudien in MAZZOLENI et al. 2004a) zeigt, dass der oben skizzierte Landnutzungswandel nicht zeitgleich verläuft, sondern dass es Beharrungs- und Innovationsräume gibt und dass erhebliche Disparitäten zwischen Küstengebieten, Ebenen und Gebirgsräumen auftreten können: Intensivierung und vermehrter Ackerbau können Extensivierung bzw. völliger Aufgabe von Ackerbau und Weidewirtschaft gegenüberstehen, Verstädterung der Landflucht. Sehr früh wurde auch schon auf gegenläufige Tendenzen in den nördlichen und südlichen Anrainerstaaten des Mittelmeeres aufmerksam gemacht mit entsprechenden Folgen etwa für Waldökosysteme (BARBERO et al. 1990, QUÉZEL & BARBERO 1990).

Von der Tatsache ausgehend, dass die sozio-ökonomischen Randbedingungen für den Landwirt in Südeuropa andere sind wie in Nordwestafrika und dass auch innerhalb eines Landes Unterschiede der Produktivität und Rentabilität zwischen Tieflagenstandorten und Gebirgsräumen bestehen, die durch den Wechsel von der Subsistenzwirtschaft zur agro-industriellen Landnutzung verstärkt werden, werden folgende Hypothesen aufgestellt:

1. Der Landnutzungswandel erfolgt in den verschiedenen Gebieten nicht zeitgleich, sondern kann gleichsinnig, aber zeitversetzt verlaufen. Verzögert wird er erfolgen, wenn die Modernisierungsprozesse und die Wirtschaftsentwicklung noch nicht so weit vorangeschritten sind, ferner bei Kleinbesitz und/oder starkem Bevölkerungsdruck.
2. Der Wandlungsprozess kann zwischen gut erschlossenen und ertragsstarken Tieflagenstandorten und schlecht zugänglichen, ertragsschwachen Gebirgsräumen in unterschiedliche Richtung gehen (divergierende Entwicklung).
3. Die Analyse der Vegetation von Gebieten, die naturräumlich ähnliche Voraussetzungen bieten, aber in unterschiedlichen Phasen der Landschaftsentwicklung angekommen sind, erlaubt es, die Auswirkung dieser Transformation auf die Arten- und Habitatvielfalt zu untersuchen und der Frage nachzugehen, ob es wirtschaftsstufenspezifische Vegetationsmosaike gibt.

Hypothese drei stellt dann einen Untersuchungsansatz dar, der Landschaftwandel synchron aus dem räumlichen Vergleich ableitet. Ein anderer Ansatz ist der Vergleich der Landschaft in zwei Zeitschnitten (diachron), wobei meist die aktuelle Situation mittels historischer Luftbilder mit früher verglichen wird (retrospektiver Ansatz). Beide Ansätze finden hier Verwendung.

Eine Grundvoraussetzung, die oben formulierten Hypothesen zu prüfen ist, Gebiete zu finden, die einerseits ähnliche abiotische Bedingungen bieten, eine große Gemeinsamkeit in der Flora aufweisen und somit die gleiche potenzielle natürliche Vegetation besitzen, sich andererseits markant in den sozio-ökonomischen Bedingungen unterscheiden und die auf verschiedenen Wirtschaftsstufen sind. Eine solche „Versuchsanordnung“ ist beiderseits der Straße von Gibraltar gegeben, wo auf der Halbinsel von Tanger in NW Marokko noch Elemente von Subsistenzwirtschaft zu finden sind, die einer agro-industriellen Landbewirtschaftung im Campo de Gibraltar in SW Andalusien (Spanien) gegenüberstehen. Die Kaufkraft pro Einwohner liegt in Marokko bei 3320 US Dollar, in Europa bei 16520 Dollar (TROIN 2002). Als drittes Gebiet wurde die Serra de Monchique mit einbezogen, ein Mittelgebirge in Hinterland des Algarve in Südportugal mit einer überwiegend marktorientierten Landwirtschaft mit mittleren Besitzgrößen. Die Ergebnisse der Untersuchungen sollen anschließend mit anderen Fallstudien aus dem gesamten Mittelmeerraum verglichen werden.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

2. Die Untersuchungsgebiete

Die Untersuchungsgebiete liegen im Südwestmediterranen. Es sind Küstenebenen, Hügelländer und Mittelgebirge von Meereshöhe bis etwa 1000 m ü. NN. Ein subhumides Mediterranklima mit atlantischer Tönung, saure Böden und eine Landbrücke über die Straße von Gibraltar hinweg bis zu Beginn des Pliozän führten zu einer weitgehend identischen Flora, zu ähnlichen Klimaxgesellschaften und zu einer vergleichbaren Höhenstufung mit immergrünen Ölbaum-Korkeichenwäldern in der thermomediterranen Fußstufe als pnV, reinen Korkeichenwäldern in der mesomediterranen Stufe und einer Beimischung laubwerfender Eichen in höheren Lagen und Nordexposition (siehe Abb. 10 in DEIL 1997 und Abb. 2 in KROHMER & DEIL 2003). Die biotische Gemeinsamkeit wird durch Pflanzenarten wie *Drosophyllum lusitanicum* unterstrichen, die in diesem Gebiet endemisch sind und die Ausgliederung eines eigenständigen pflanzengeographischen Gebietes begründen (GALÁN DE MERA & VICENTE ORELLANA 1997). Die abiotische und biotische Übereinstimmung als Voraussetzung für den Vergleich ist also gegeben. Die durch die Meerenge hervorgerufene Einschränkung für den Genfluß (JARAMILLO-CORREA et al. 2010) und die daraus folgende infraspezifische Differenzierung spielen keine Rolle, solange die Pflanzenpopulationen sich beiderseits ökologisch und pflanzensoziologisch gleich verhalten.

Die agrarsozialen Bedingungen sind sehr verschieden in den drei Gebieten und damit ist auch die zweite Bedingung für den Vergleich gegeben. Die Dichte der ländlichen Bevölkerung liegt in Marokko etwa zwei- bis dreifach höher als in Spanien und steigt trotz Abwanderung in die Städte immer noch an (um 40% im Prérif zwischen 1971 und 1994, TROIN 2002). In Spanien und Portugal ging die Bevölkerungszahl im ländlichen Raum in den letzten Jahrzehnten stark zurück, die verbleibende Population ist stark überaltert. Spanien ist von Großgrundbesitz gekennzeichnet. Im Ackerland wird mit hohem Mechanisierungsgrad, Kunstdünger und Herbizideinsatz in zweijährigem Fruchtwechsel für den europäischen Markt produziert. Ertragsschwache Standorte wurden aufgegeben, verbuschten oder wurden zu Grünland. In Marokko ist insbesondere in Gebirgslagen eine Subsistenzlandwirtschaft zu finden, die durch Trockenfeldbau von Hartweizen zum Eigenbedarf, Pflügen mit dem Holzhaken, Unkrautjäten von Hand, fehlende Saatgutreinigung und eine Anbau-Grünbrache-Rotation gekennzeichnet ist (Details bei DEIL & SUNDERMEIER 1992). Die Rodung von Macchien und Wald schreitet weiter voran. Auch in der portugiesischen Serra de Monchique überwiegen kleinbäuerliche Besitzstrukturen. Unterschiede gibt es auch in der Beweidung: Koppelhaltung mit geringen Besatzdichten von Rindern auf Privatbesitz in Spanien, Triftweide mit Kleinvieh auf Allmendflächen und Brachen in Marokko. In der Serra de Monchique ist die Weidewirtschaft fast völlig verschwunden.

3. Methodischer Ansatz und Datenlage

Die Erhebung und Auswertung floristischer und vegetationskundlicher Daten erfolgte nach der Braun-Blanquet-Methode. Im Zeitraum 1988 bis 1993 (Spanien und Marokko) bzw. 1995 bis 2006 (Portugal) wurden etwa 2800 pflanzensoziologische Aufnahmen gemacht und nach floristischer Ähnlichkeit klassifiziert, um insgesamt ca. 200 Vegetationstypen zu definieren. Ein Großteil dieses Datensatzes ist bei SUNDERMEIER & DEIL (1992, Unkrautvegetation Gibraltar), BENZLER et al. (1998, Wälder und Heiden bei Gibraltar), DEIL (1997), GALÁN DE MERA et al. (1998, Grünland), SENG & DEIL (1999, Wälder und Forsten in Monchique), RUDNER et al. (1999, Zwergbinsenrasen), MÜLLER & DEIL (2002, Heiden Monchique) und DEIL et al. (2008, Felsgesellschaften Monchique) publiziert. Da hier nur die Trends im Überblick dargestellt werden sollen, sei für Einzelheiten auf diese Veröffentlichungen verwiesen. Bei DEIL & SUNDERMEIER (1992) finden sich die Daten zu 112 randomisierten Aufnahmen

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

der α-Diversität im Ackerland beiderseits der Straße von Gibraltar.

Die Erfassung des Vegetationsmosaiks erfolgte mit Sigmaaufnahmen auf 86 Flächen von 1 x 1 km in drei naturräumlich vergleichbaren Landschaftspaaren beiderseits der Straße von Gibraltar im Zeitraum 1989 bis 1993 (zu Einzelheiten von Methodik und Ergebnis siehe DEIL 1997 und 2003) und 20 Flächen in Monchique (Zeitraum 1996 bis 2013, noch nicht ausgewertet). Da Flächen dieser Größe mehrere Physiotope mit mehreren Schlußgesellschaften enthalten, handelt es sich streng genommen um Geosigma-Aufnahmen.

Der Landnutzungswandel wurde retrospektiv durch die Auswertung historischer Luftbilder und Vergleich mit der aktuellen Situation im Gelände erfasst. In der Serra de Monchique wurden auf einem Transekt von SO nach NW über den Hauptkamm hinweg 7 Landschaftsausschnitte von 180 bis 550 ha Größe für die Zeitschnitte 1966 und 1996 kartiert (Landnutzung für beide Zeiten, aktuelle Vegetation für 1996). Hier werden die Ergebnisse im Überblick dargestellt. Einzelheiten und eine kartographische Dokumentation finden sich bei KROHMER & DEIL (1999, 2003). Die aktuelle Vegetation wurde im Tangérois und im Campo de Gibraltar in 6 Landschaften kartiert, in denen auch die Sigmaaufnahmen erfolgten (Karten und Methodik in DEIL 1997). Retrospektiv wurde der Nutzungswandel (v.a. die Vergrünlandung) in einer Talschaft an der spanischen Seite der Straße von Gibraltar ermittelt für den Zeitraum 1955 bis 1990. Für Marokko liegt keine entsprechende eigene retrospektive Kartierung vor. Es wird auf Daten in CHABBI (1994) zurückgegriffen.

4. Ergebnisse

4.1 Biodiversität im Ackerland

Die Auswirkungen der verschiedenen Wirtschaftsstufen auf die α-Diversität soll exemplarisch am Landnutzungstyp Ackerland aufgezeigt werde. Insgesamt sind das Gesellschaftsspektrum und der Artenreichtum der Ackerflora in NW Marokko viel größer als in SW Spanien, da ein breiteres Standortspektrum genutzt wird. In Spanien sind flachgründige Hanglagen aus der Ackernutzung herausgefallen und deshalb gibt es eine Variante der Unkrautgesellschaften mit Trockniszeigern wie *Atractylis cancellata* nur auf der marokkanischen Seite (siehe Tab. 1 in DEIL 2003 mit 126 Aufnahmen, nach stratifizierter Stichprobe erhoben). Beschränkt man sich in beiden Ländern auf die schweren Böden (Vertisole) und die nicht bewässerten Felder so stellt man zunächst fest, dass sie einen gemeinsamen Artengrundstock besitzen und demselben Verband (Ridolfion) zuzuordnen sind. Bei einer Zufallsstichprobe aus 112 Äckern mit Wintergetreide (SUNDERMEIER & DEIL 1992) im Jahr 1989 lag die mittlere Artenzahl in Marokko bei 48, in Spanien bei 22. Ungräser wie *Avena sterilis*, *Phalaris* spp. oder *Lolium temulentum* kamen beiderseits gleich häufig vor. Sie überstehen offenbar intensive Bodenbearbeitung, Saatgutauslese, Dichtstand der Feldfrucht und Dauerackerbau. In Marokko treten jedoch zu diesen Ackerunkräutern i.e. Sinne noch Arten aus annuellen Rasen- und schwach nitrophilen Ruderalgesellschaften hinzu sowie ausgesprochene Sukzessionszeiger wie die Mehrjährigen *Dittrichia viscosa* und *Ammi visnaga*. Bei traditioneller Bewirtschaftung mit dem Holzhaken und Einschaltung von Grünbrachen ist die Spontanvegetation der Äcker derjenigen von Ruderalstandorten und beweideten Brachen noch sehr ähnlich, weil diese Nutzungsformen rasch aufeinanderfolgen und der Diasporenvorrat in der Brachephase aufgefüllt wird. Wir finden eine Rotationsgesellschaft vor. Die Rosetten zweijähriger Kräuter und die Wurzelstöcke mehrjähriger Sträucher werden beim Pflügen mit dem Holzhaken nicht vollständig entfernt, die Rasenarten finden auf den nicht gewendeten Erdklumpen zwischen den Ackerfurchen ein „ungestörtes“ Milieu zur Keimung. In der modernen Landwirtschaft mit ihrer einseitigen Nutzung (Dauerackerbau und vereinfachte Fruchtfolgen) werden die Gesellschaften „eindeutiger“. Es bleiben nur „echte“ Ackerunkräuter übrig, bei getreidestarken

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Fruchtfolgen und Herbizideinsatz von allem Getreide“ungräser“ wie *Avena*- und *Phalaris*-Arten. Die von NEZADAL (1989) im Campo de Gibraltar dokumentierte Zusammensetzung aus dem Anfang der achziger Jahre ist historisch. Die von ihm als regionale Kennart des Tetragonolobo-Fedietum herangezogene *Triguera osbekii* tritt zehn Jahre später nur noch am Ackerrand und in Feldrainen auf.

Die Situation im nicht bewässerten Ackerland in der Serra de Monchique (Portugal) stellt sich wie folgt dar: Regenfeldbau wurde 1966 noch großflächig auf steil geneigten Schieferhängen in einer Anbau-Brache-Rotation betrieben (siehe Karten und Flächenbilanzen in KROHMER & DEIL 1999, 2003). Dieser ertragsschwache Anbau war nur unter den wirtschaftlichen Rahmenbedingung eines vom europäischen Markt abgeschotteten Landes rentabel. Portugal verfolgte mit der Campanha do Trigo in der ersten Hälfte des 20. Jahrhunderts das Ziel der Autarkie für Getreide. Vegetationskundliche Daten aus dieser Zeit liegen nicht vor. Wir können nur vermuten, dass die altertümliche Form der Bodenbearbeitung, die fehlende Saatgutauslese und Düngung, der lückige Bewuchs der Feldfrucht und die Anbau-Brache-Rotation zu hohen Artenzahlen im Ackerland führten, die Situation also mit Marokko vergleichbar war. 1996 waren die Ackerflächen an Hängen bereits stark zurückgegangen. KEHREIN (1997) konnte jedoch auf weniger stark geneigten Unterhanglagen, auf Alluvialterrassen und auf terrassierten Bereichen im Gebirge noch zahlreiche Äcker untersuchen und ermittelte eine sehr artenreiche Ausprägung des Chrysanthemo myconis-Anthemidetum. Das Nebeneinander von subsistenzorientiertem Anbau in abgelegenen Teilen des Gebirges durch Kleinbauern und von marktorientiert wirtschaftenden mittelgroßen Betrieben auf produktiveren Standorten zeigte sich in der Spontanvegetation der Äcker. Die altertümlich bearbeiten Felder zeigen neben vielen und mit hoher Abundanz auftretenden Unkräutern eine lange Liste von Arten der azidophytischen Annuellenrasen (Helianthemetea) wie *Ornithopus compressus*, *Filago pyramidata*, *Tolpis umbellata*, *Campanula lusitanica*, *Biscutella micrantha* u.a. Daneben treten sporadisch Sträucher der bodensauren Heiden im Ackerland auf. Solche Artenkombinationen im Ackerland sind heute fast völlig verschwunden. Nur die Dichte der spontan aufgekommen Gehölzvegetation zeigt die Zeit seit dem Brachfallen im Landschaftsbild noch an.

4.2 Habitatdiversität und Vegetationsmosaik im Campo de Gibraltar und im Tangérois

Nach der Auswirkung der Meerenge von Gibraltar auf die Artenvielfalt im Ackerland soll nun der Frage nachgegangen werden, wie sich diese kultur- und wirtschaftgeographische Grenze auf die Vegetation in der landschaftlichen Dimension auswirkt, ob es also so etwas gibt wie ein agro-industrielles und ein subsistenzlandwirtschaftliches Vegetationsmosaik. Die Darstellung erfolgt nur im Überblick. Präsenz, Frequenz und Abundanz der Gesellschaften in sechs Landschaften beiderseits der Straße von Gibraltar sind im Einzelnen bei DEIL (2003, Tab. 3) dokumentiert.

Es zeigt sich, dass es neben Pflanzengesellschaften, die im Untersuchungszeitraum (1989 bis 1994) beiderseits auftraten und gleich häufig waren, Vegetationseinheiten gibt, welche das Campo de Gibraltar bzw. die Halbinsel von Tanger kennzeichnen und die entweder nur in einem der beiden Gebiete vorkommen oder - dies ist eher der Fall - in einem deutlich häufiger sind bzw. größere Flächen einnehmen. Charaktergesellschaften der andalusischen Vegetationslandschaft sind wenig degradierte Ausbildungen der Schlusswaldgesellschaften. Solche Bestände finden sich in Marokko nur noch reliktisch als Friedhofs- und Heiligenwäldchen. Ferner sind die artenarmen Ridolfion-Unkrautgesellschaften, artenreiche Heiden und produktives Grünland für das Campo de Gibraltar kennzeichnend. Feldraine kommen vor, weil Wenderäume für den Maschineneinsatz benötigt werden. Sie fehlen daher in Marokko weitgehend. Eine Klee-reiche Rasengesellschaft auf Straßenbanketten ist in Spanien viel

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

häufiger, da allochthones Sandmaterial auch beim Bau von Nebenstraßen Verwendung findet.

Das Tangérois ist durch diejenigen Ridolfion-Gesellschaften gekennzeichnet, welche Indikatorformen der traditionellen Bodenbearbeitung sind, ferner durch die ganze Palette der Brachegesellschaften in Folge der noch praktizierten Fels-Gras-Wechselwirtschaft. Kennzeichnend für die extreme Weidebelastung im Feuchtgrünland ist der Hundzahn-Weiderasen.

Beiderseits treten dann Gesellschaften auf, wenn gleiche Nutzung und Funktion vorliegen wie bei Ruderalfluren und Wegrandgesellschaften, bei vor der Passage des Weideviehs schützenden Opuntien-Hecken um Gehöfte und bei Windschutz bietenden Hecken von Wildem Ölbaum, den letzten Resten des Klimaxwaldes Tamo-Oleetum sylvestris in den thermomediterranen Tieflagen auf basischem Substrat. Die Sommerkulturen des Ackerlandes beherbergen dieselbe Unkrautgesellschaft. Gleiche Flora und Vegetation besitzen auch Habitate, die beiderseits nicht (Felsen) oder wenig (Auen, Feuchtgebiete) genutzt werden.

Zusammenfassend kann man feststellen, dass auf jeder wirtschaftlichen Entwicklungsstufe ein eigenes Gefüge anthropogener Eingriffe wirkt und dies zu einem subsistenzlandwirtschaftlichen bzw. agro-industriellen Vegetationskomplex führt.

4.3 Landschaftswandel in der Serra de Monchique (Portugal)

Die Veränderung der Landnutzung und die Folgen für Vegetationsmuster und -dynamik wurden in 7 Teilräumen der Serra de Monchique für die Zeitschnitte 1966 (retrospektiv mit Luftbildern) und 1996 (Geländeerhebungen) untersucht. In den Zeitraum 1966-1996 fällt der Eintritt Portugals in die EG (jetzt EU) und damit ein drastischer Umbruch in den wirtschaftlichen und sozialen Randbedingung für das gesamte Land im Allgemeinen und diesen Gebirgsraum im Hinterland des Algarve im Besonderen (MABBERLY & PLACITO 1993). Der Küstenraum entwickelte sich durch den aufkommenden Tourismus, bot Arbeitsplätze, Einkommensmöglichkeiten außerhalb der Landwirtschaft, bessere berufliche Ausbildung und Aufstiegschancen und zuverlässigere medizinische Versorgung als die abgelegene Serra, die ökonomisch und sozial zunehmend marginalisiert wurde. Dies zeigt sich u.a. in einem drastischen Bevölkerungsrückgang.

Die Veränderungen werden summarisch (für Details siehe KROHMER & DEIL 1999, 2003) für zwei Täler in den thermomediterranen Tieflagen der Schieferserra dargestellt, die abiotisch vergleichbar sind, sich jedoch in Zugänglichkeit, Erschließungsgrad und Infrastruktur unterscheiden. Das Odeluca-Tal liegt im SO der Serra, ist näher an der durch den Tourismus prosperierenden Küstenregion, wurde schon in den 60ger Jahren mit einer Teerstraße erschlossen und hat somit Zugang zum Markt und die Bewohner haben die Option, täglich zu einem Arbeitsplatz im sekundären oder tertiären Sektor an die Küste zu pendeln. Das Seixe-Tal ist innerhalb des insgesamt marginalen Gebirgsraumes nochmals marginal gelegen im NW der Serra. Die Versorgung mit Elektrizität erfolgte viel später, und eine durchgehende Teerstraße gibt es erst seit 2007. Sie führt zur Westküste, die sich touristisch weniger entwickelte.

Der Portugal-weite Trend zur Verschärfung des Kontrastes zwischen prosperierender Küstenregion und marginalisiertem Hinterland macht sich auch innerhalb der Serra bemerkbar (siehe Abb. 7 in KROHMER & DEIL 2003). Im Odeluca-Tal wurde der Subsistenzgetreidebau 1996 bereits vollständig aufgegeben, die Hänge wurden von Zistrosenheiden und Erdbeerbaum-Macchien spontan wiederbesiedelt. Eine Intensivierung trat in den Tallagen ein durch die enorme Ausweitung der Agrumenkulturen (vor allem Orangenanbau) an Stelle des vorher betriebenen Ackerbaus. Er geht in den letzten Jahren zunehmend auch in Hanglagen, die dazu terrassiert werden müssen oder mit Tröpfchenbewässerung erschlossen. Die Anzahl bewohnter Gehöfte blieb konstant, wobei es teilweise einen Wechsel von landwirtschaftlicher Nut-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

zung durch die autochthone Bevölkerung zu Nutzung als Ferienhaus oder Altersruhesitz durch Mittel- und Westeuropäer kam. Auch im abgelegenen Seixe-Tal kam der Ackerbau fast völlig zum Erliegen und dient nur noch der Produktion von Viehfutter (vergleichbar mit Kreta, siehe BERGMEIER 2005). Hier werden jedoch wegen der Marktferne die Tallagen nur extensiv als Weideland genutzt, etwa drei Viertel der in Streusiedlung gelegenen Hofstellen sind wüst gefallen. Als cash-crop wird – an nunmehr terrassierten Hängen, Eukalyptusholz für die Zelluloseherstellung produziert. Diese Veränderung ist Serra-weit zu beobachten (die Eukalyptusforstfläche steigt von 2 auf 30% und übertrifft damit die Korkeichenwälder mit 18%) und ist so massiv, dass MALATO BELIZ (1982) von Eucalyptomania spricht. Die Folgen für den Unterwuchs werden bei SENG & DEIL (1999) dargestellt. Die Eukalyptisierung umfasste nicht nur die ehemaligen Ackerflächen, die sich auf die gesamte Serra gerechnet etwa halbiert haben (siehe Abb. 10 und 11 in KROHMER & DEIL 2003), sondern auch mittelfristige Sukzessionsstadien der Cisto-Lavanduletea- und Calluno-Ulicetea-Gesellschaften. Gelegentlich wurden auch ausgereiftere Bestände wie das Phillyreo-Arbutetum in *Eucalyptus*-Forsten umgewandelt, nicht jedoch produktive, geschlossene Korkeichenwälder.

In einigen Landschaftsausschnitten sind das Landnutzungsmuster und das Vegetationsmosaik in den letzten Jahrzehnten auffallend konstant. So hat sich etwa am feuchten Nordhang der Picota in der mesomediterranen Stufe nach einer ersten Aufforstungswelle in den 60ger Jahren wenig verändert. Wald-Offenland-Relation und räumliche Lage sind stabil, die Ackerflächen (bewässerbare Terrassen) wurden zwar zu Grünland, verbuschten jedoch nicht. In der derzeitigen Wirtschaftkrise in Portugal werden diese Standorte, die sehr ertragreich sind und im Gartenbau drei Ernten im Jahr erlauben, wieder vermehrt zur Eigenproduktion genutzt.

4.4 Landschaftsveränderung und Vegetationswandel in den drei Untersuchungsgebieten

Bevor die Veränderungsprozesse abschließend im gesamtmediterranen Zusammenhang diskutiert werden, sollen zunächst kurz die drei Untersuchungsgebiete verglichen werden. Es zeigt sich, dass es gleichsinnige Tendenzen gibt, die in den verschiedenen Gebieten jedoch zeitversetzt auftreten. Ein solcher Prozess ist die Intensivierung im Ackerbau auf produktiven Standorten, also tiefgründigen Böden, in ebenen Lagen, mit gut anfahrbaren und mit Maschinen bearbeitbaren Flächen. Diese werden auch in Marokko inzwischen mit dem Wendepflug bearbeitet, im Dauerackerbau betrieben und mit dem Mähdrescher geerntet. Dort sind die Zwergpalmenposter aus dem Ackerland entfernt worden. Ein Teil dieser Ackerflächen ist in Spanien und Marokko - insbesondere in den niederschlagsreichen Tälern unmittelbar an der Meerenge - in Dauergrünland übergeführt, das gemäht wird (kartographische Darstellung und Flächenbilanz für die spanische Seite bei DEIL & HAUG 1996). Das gewonnene Heu wird zur Stallfütterung von Milchvieh verwendet. Wenn die Ackerstandorte unproduktiv sind, dann fielen sie in Spanien und Portugal inzwischen aus der Produktion, verbuschten spontan oder wurden aufgeforstet. In Spanien fand dies etwa 20 Jahre früher statt als in Portugal.

Beim Weideland und bei den überwiegend durch Brand geschaffenen Heideflächen sind die Tendenzen zwischen Marokko einerseits und den beiden europäischen Untersuchungsgebieten andererseits gegenläufig. In Marokko hält die Überweidung des Grünlandes und der gehölzreichen Weiden (Heiden und Macchien) an, in Spanien und Portugal wurden viele dieser Flächen durch Spontansukzession zu Gebüschen und oder durch Aufforstung zu Wäldern. Dadurch stieg auf der europäischen Seite die Waldfläche enorm. Die Korkeichenwälder des Campo de Gibraltar wurden auch dichter (höhere Stammzahlen) (ALVAREZ DE SOTOMAYOR 2000). Für Portugal liegen dazu keine Zahlen vor. Die Waldweide ist in Spanien im Rückgang, in Portugal aufgegeben. Dies führt zu Biomasseakkumulation im Wald und, zusammen mit der zunehmenden Verbuschung der Landschaft, zu erhöhtem Brandrisiko und zu großflä-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

chigeren Bränden. Brand wird auch gefördert durch den Anbau leicht entflammbarer Bäume (*Pinus* spp., *Eucalyptus* spp.).

In Marokko geht die Waldfläche durch illegale Rodung weiter zurück (CHABBI 1994, REJDALI 2004). Die verbleibenden Wälder sind einer inneren Ausplünderung durch illegale Holzentnahme ausgesetzt. Die Waldweideintensität lässt Jungwuchs der Baumarten nur schwer aufkommen. Sogar in den durch gewisse Nutzungstabus geschützten Heiligen Hainen können die Prozesse der Matorralisierung und Therophytisierung beobachtet werden (FROSCH 2010, FROSCH & DEIL 2011).

5. Diskussion

5.1 Landnutzungswandel und Veränderung der α-Diversität im Ackerland

Zusammenfassend kann man feststellen, dass 1) die Zusammensetzung der Spontanvegetation der Äcker die unterschiedlichen Wirtschaftsweisen widerspiegelt, dass 2) der Übergang von der Subsistenzwirtschaft mit altertümlicher Bodenbearbeitung über die marktorientierte Produktion mit mäßigem Maschinen- und Kapitaleinsatz zur agro-industriellen Landnutzung eine drastische Verarmung der Segetalvegetation mit sich bringt und dass 3) dieser Transformationsprozess in den drei Untersuchungsgebieten nicht zeitgleich erfolgt. Marokko hinkt in diesem Prozess hinterher und zeigt heute noch in den Gebirgsregionen eine Anbausituation, wie sie Kleinbauern in Südspanien noch in den siebziger Jahren betrieben und Kleinbauern in Portugal bis Mitte der neunziger Jahre des 20. Jahrhunderts. Auch innerhalb der drei Untersuchungsgebiete zeigen sich Disparitäten: Gebirgslagen oder abgelegene, schlecht erschlossene Täler werden eher altertümlich bewirtschaftet.

Große Landwirtschaftsbetriebe schreiten in diesem Prozess voran, da sie aufgrund verfügbaren Kapitals und im Besitz ertragsstärkerer Standorte besser intensivieren können. Im unmittelbaren Umland von Tanger kann man beobachten, dass feudale Großgrundbesitzer ähnlich wie in Andalusien zum Futteranbau übergehen, zu Großviehhaltung in Ställen und zur Milchproduktion. Dadurch entstehen derzeit in Marokko Grünlandgesellschaften, wie sie bisher nur in Südspanien auftraten.

Die Bewertung der Aufgabe des marginalen Ackerbaus im Gebirge reicht von der Klage von Biologen und Landschaftökologen über den Verlust der blumenbunten Felder und des kleinräumigen und vielfältigen Landschaftsmosaik bis zu der Feststellung, das diese Prozesse positiv sind für die waldspezifischen Organismen. In Italien etwa ist die Waldfläche in den Gebirgsräumen im Zeitraum 1960 bis 2000 von 19 auf 31% gewachsen, ferner haben Altbestände zugenommen (FALCUCCI et al. 2007). Dies geht einher mit einer Zunahme von stenöken Waldvogelarten und von Top-Karnivoren wie Wolf und Bär im Apennin. Andererseits geht durch den Rückgang der Weidewirtschaft die Nahrungsgrundlage für verschiedene Geierarten zurück und die Verbuschung im portugiesischen Alentejo und in der spanischen Extremadura verschlechtert die Habitatqualität für Vögel des Offenlandes wie die Zwergtrappe.

Aus sozialgeographischer Sicht schwankt die Beurteilung zwischen der nüchternen Feststellung, dass die Kleinbauern sich mit einem sehr niedrigen Lebensstandard begnügen müssen oder das „schwerwiegende Erbe der Vergangenheit“ durch Modernisierung oder Betriebsaufgabe zu überwinden ist (ROTHER 1984). Die Gegenposition einer Romantisierung ihrer Wirtschaftweise vertritt JENKINS (1979). Von Vertretern dieser Sichtweise wird die traditionelle Agrarwirtschaft unreflektiert gleichgesetzt mit umweltschonend und nachhaltig. Dies gilt ganz sicher nicht, was Bodenfruchtbarkeit und Erosion betrifft. Da ist die Auflassung marginaler Ackerstandorte nur positiv zu bewerten (z.B. GARCÍA-RUIZ et al. 1995 für zahlreiche Untersuchungen zum Bodenabtrag). Und aus gesellschaftpolitischer Sicht wirft die portugie-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

sische Soziologin BASTOS (1993) JENKINS sicher zu Recht vor, die Serra und ihre Bewohner zu einem „Reliquienschrein lebender Antiquitäten“ degradieren zu wollen.

Eine Bewertung der Konsequenzen der Aufgabe des Trockenfeldbaus in vielen Teilen des Mittelmeerraumes unter dem Aspekt der Bewahrung der Artenvielfalt darf nicht beim ästhetischen Verlust blumenbunter Äcker stehen bleiben. Es ist zu fragen, ob es zu einem lokalen Erlöschen von Segetalarten traditionell bearbeiteter Äcker kommt oder sogar zu ihrer völligen Extinktion. Ersteres ist sicher zu bejahen. BERGMEIER (1999) konnte z.B. den Rückgang der Ackerfläche im 20. Jahrhundert auf Gavdos (eine Insel südlich von Kreta) von 1500 auf 50ha belegen mit einem entsprechenden Rückgang der Ackerunkräuter. Zur Abschätzung des Extinktionsrisikos muss man der Frage nachgehen, ob diese Unkrautarten stenochor sind und/oder stenök für Äcker. Es geht also darum festzustellen, wo diese synanthropen Arten herkommen, wie sie verbreitet sind, ob sie neben dem Standort „Acker“ auch Primärhabitate besitzen (also fakultative Unkräuter sind), in denen überlebensfähige Populationen existieren oder ob es sich um obligate Unkräuter handelt, also solche, die im Mittelmeergebiet nur im Ackerland vorkommen. Dies sind dann die „heimatlosen“ Unkräuter (homeless weeds) in Sinne von ZOHARY (1973). BERGMEIER (2006) zeigte für Kreta, dass ca. 10% der Unkrautarten traditionell bewirtschafteter Äcker ausschließlich in diesem Habitat vorkommen, sie also für Kreta obligate Unkräuter sind. Es sind allerdings keine kretischen Endemiten darunter. Für den Nahen Osten listet ZOHARY zahlreiche Unkrautarten auf, die dort endemisch sind. Für die Mehrzahl der mediterranen Unkräuter gilt dies jedoch nicht. Sie haben durch den Wechsel auf das Sekundärhabitat „Acker“ eine enorme Ausweitung ihres Areals erfahren, nicht nur im Mittelmeergebiet selbst, sondern in zahlreiche subtropische und temperate Gebiete der Erde (siehe zahlreiche Archäophyten in Mitteleuropa). Als obligate Unkräuter listet ZOHARY (1973) u.a. *Ridolfia segetum*, *Vaccaria pyramidata*, *Daucus aureus*, *Bupleurum lancifolium*, *Phalaris paradoxa*, *Capnophyllum peregrinum* und *Neslia apiculata* auf. Dies sind alles Arten, die im Ridolfion in Spanien und in Marokko vorkommen und die in den verarmten Ridolfion-Ausbildungen im Campo de Gibraltar seltener sind als in Marokko (mit Ausnahme von *Phalaris*). Die Frage der Primärstandorte dieser Arten und damit die Beurteilung eines Extinktionsrisikos kann hier nicht abschließend beantwortet werden, da ihr nicht systematisch nachgegangen wurde. Es gibt jedoch zahlreiche Beobachtungen, dass zumindest ein Teil dieser Arten im Untersuchungsgebiet auch Primärhabitate hat. Solche sind Standorte mit natürlicher Störung wie Flussauen mit Materialumlagerung oder Tonböden mit starken Schrumpfungs- und Quellungsprozessen und der Neigung zu Rutschungen. Auf diesen von Natur aus waldfreien Standorten kann man etwa *Ridolfia segetum* und *Capnophyllum peregrinum* auch außerhalb der Äcker finden. Die an Bodenstörung prä-adaptierten Arten haben den Sprung auf den Störstandort Acker geschafft, vergleichbar dem Wechsel von *Cirsium arvense* aus den eurasiatischen Auen in die Äcker Mitteleuropas. Andere kommen in Halbkulturformationen vor wie etwa *Daucus aureus* in Rasen, andere stammen aus primären Steppen in semi-ariden Gebieten, wie etwa *Gagea*- und *Tulipa*-Arten aus den *Stipa tenacissima*-Steppen Ostmarokkos.

5.2 Landnutzungswandel im gesamten Mittelmeerraum

Die sich zwischen der Serra de Monchique und dem Campo de Gibraltar einerseits und dem Tangérois in Nordwestmarokko andererseits abzeichnenden Unterschiede in der Nutzungsintensität und dem Landschaftswandel bestätigen sich auch im großräumigen Nord-Süd-Vergleich des Mittelmeergebietes. Es laufen gegensätzliche Entwicklungen ab mit überwiegend nachlassendem Nutzungsdruck in den Gebirgsräume bzw. auf ertragsschwachen Standorten und daraus folgenden progressiven Sukzessionstendenzen in den nördlichen Anrainerstaaten und durch Übernutzung ausgelösten regressiven Sukzessionen auf der Südseite des Mittelmeeres (Tab. 1). Dies wurde für die Wälder als vorherrschende Tendenz bereits

Tabelle 1: Fallstudien zum rezenten Landschaftswandel in verschiedenen Mittelmeerländern

Region	Quelle	Zeitraum	Datengrundlage	Tendenz
Mount Carmel (Israel)	Shoshany et al. 2004	1944-2003	Luftbildvergleich	Rückgang Ackerbau im Gebirge
Kreta (Griechenland)	Papanastasis et al. 2004	1945-1989	Luftbildvergleich	Divergenz zwischen Küste und Gebirge
Epirus/Ioannina (Griechenland)	Van der Leeuw 2004	ab 1950	Luftbildvergleich	zeitversetzte Trends je nach Erschließung
Monti Iblei, Sizilien (Italien)	Di Pasquale et al. 2004	1850-1990	Luftbild- und Karten-vergleich	Hohe Konstanz Wald-Offenland, mehr sommergrüne Bäume
Zentraler Apennin (Italien)	De Sillo et al. 2004	1950-2000	Luftbildvergleich	Wiederbewaldung, Abnahme Fragmentierung
Molise (Italien)	Mazzoleni et al. 2004c	1954-1984	Luftbildvergleich	laubwerfende Gehölze nehmen zu
Toskana (Italien)	Vos & Stortelder 1992, Torta 2004	1947-1993	Luftbildvergleich	progressive Sukzession, Zunahme Bewaldung
Toskana (Italien)	Bertacchi & Onnis 2004	1954-1996	Luftbildvergleich	Vergröberung Landschaftsmuster
Provence (Frankreich)	Antrop 1993, Tatoni et al. 2004	ab 1950	Luftbilder, Agrarstatis-tik	Zunahme Bewaldung, Verbrachung der Felder
Herault (Frankreich	Debussche et al. 1999, Rudner 2003	1900-1993	Landschaftsphotos	Zunahme Bewaldung und Bestandeshöhe
Pyrenäen (Spanien)	Puig de Fabregas & Fillat 1986	20. Jahrh.	Luftbildvergleich	Trivialisierung der Landschaft
Guernica, Baskenland (Spanien)	Atauri et al. 1992	1957-1987	Luftbildvergleich	Abnahme Nutzungsdiversität, Aufforstung
Baskenland (Spanien)	Rescia et al. 1994	1946-1990	Luftbildvergleich	Zunahme Fragmentierung, Abnahme Nutzungsvielfalt
Sierra de Ayllon (Spanien)	Jimenez Caballero et al. 1995	1956-1992	Luftbildvergleich	progressive Sukzessionen, Aufforstung
La Rioja (Spanien)	Lasanta et al. 1989	1956-1978	Luftbildvergleich	Verschwinden des Ackerbaus
Hinterland Alicante (Spanien)	Bonet et al. 2004	1946-1995	Luftbildvergleich	Aufgabe Ackerbau, Ausbreitung Steppe und Gebüsche
Extremadura (Spanien)	Regato-Pajares et al. 2004	1956-1984	Landnutzungskarten	stabile Landschaft trotz Funktions- und Nutzungswandel
SW Andalusien (Spanien)	Fernández-Alés et al. 1992	1950-1984	Landnutzungskarten	Divergenz zwischen Küste und Hinterland (Gebirge)
Campo de Gibraltar (Spanien)	Deil & Haug 1996	1955-1990	Luftbilder, LN-Karten	von Anbau-Brache-Rotation zu Dauergrünland
Campo de Gibraltar (Spanien)	Alvarez de Sotomayor 2000	1969-1996	forstliche Aufnahme	Zunahme Stammzahlen im Korkeichenwald
Alvão Naturpark (Portugal)	Timóteo et al. 2004	1947-1994	Luftbildvergleich	Verbuschung, Bewaldung, Aufforstung
Setubal und Serra Arrábida (Portugal)	Ferreira et al. 2004	ab 1950	Luftbildvergleich	Divergenz zwischen Küste und Hinterland
Serra da Malcata (Portugal)	Coelho-Silva et al. 2004	1947-1990	Luftbilder, LN-Karten	Rückgang Trockenfeldbau, Verbuschung, Bewaldung
Serra de Monchique (Portugal)	Krohmer & Deil 1999, 2003	1966-1996	Luftbildvergleich	Aufgabe Trockenfeldbau,Verbuschung,Aufforstung
Tanger Halbinsel (NW Marok-ko)	Chabbi 1994, Deil 2001	1966-1986	Luftbildvergleich	Rückgang Waldfläche, Ausweitung Ackerbau
Souss und Marmora (Marokko)	Rejdali 2004	1966-1992	Waldflächenkataster	Entwaldung und innere Ausplünderung der Wälder
Aures-Gebirge (Algerien)	Djema & Messaoudene 2009	1955-2006	Waldflächenkartierung	Rückgang Zedernwälder um 60%

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

von QUÉZEL & BARBERO (1990) und BARBERO et al. (1990) hervorgehoben und von BENZLER et al. (1998) für die Wälder beiderseits der Straße von Gibraltar im Detail belegt. Ferner zeichnen sich innerhalb von Staaten und Regionen unterschiedliche Tendenzen zwischen zentralen und peripheren Räumen und zwischen Küsten und Ebene einerseits und Gebirgen andererseits ab.

Generelle Tendenzen in den nördlichen Mittelmeeranrainerstaaten in peripheren Lagen innerhalb des Landes und verstärkt in allen Gebirgsräumen sind - einhergehend mit Bevölkerungsrückgang und Überalterung - die Aufgabe des Trockenfeldbaus, der Rückgang oder die Aufgabe der Beweidung, die Aufforstung mit nicht-einheimischen Gehölzen und das Überwiegen progressiver Sukzessionstendenzen. Dazu finden sich eine Vielzahl von Regionalstudien im Sammelband von MAZZOLENI et al. (2004a), z.B. SHOSHANY et al. (2004) für Israel, PAPANASTASIS et al. (2004) für Kreta, DE SILLO et al. (2012) und VOS & STORTELDER (1992) für den Zentralen Apennin und die Toskana in Italien, ANTROP (1993) und TATONI et al. (2004) für die Provence, DEBUSSCHE et al. (1999) und RUDNER (2003) für das Herault in Südfrankreich. Aus Spanien und Portugal gibt es besonders viele Fallstudien (siehe Tab. 1). Die Veränderungen in Nordafrika belegen z.B. CHABBI (1994) und DEIL (2001) für das Tangérois, REJDALI (2004) für Zentral- und Süd-Marokko und DJEMA & MESSAOUDENE (2009) für ein Gebirge in Algerien. Die meisten dieser Beobachtungen basieren auf der Auswertung historischer Luftbilder ab etwa 1950. Nur selten wurden Landschaftsphotos (DEBUSSCHE et al. 1999, RUDNER 2003) oder historische Landnutzungskarten herangezogen und mit einer späteren Situation verglichen.

Dass die Veränderungsprozesse auch sehr kleinräumig differieren können oder zeitverzögert ablaufen können, zeigen KROHMER & DEIL (1999, 2003) für verschiedene Teile der Serra de Monchique, FERREIRA et al. (2004) für Küste und Hinterland bei Setubal in Portugal, PINTO-CORREIRA & MASCARENHAS (1999) für das Alentejo, FERNÁNDEZ-ALÉS et al. (1992) für die Sierra Morena und das angrenzende Guadalquivirbecken, DEBUSSCHE et al. (1999) für Herault und Cevennen, MÉDAIL & DIADEMA (2006) für die Provence, PAPANASTASIS et al. (2004) für Kreta und VAN DER LEEUW (2004) für einige Dörfer im Epirus in Griechenland. Entscheidend für die Transformationsgeschwindigkeit und -richtung scheinen nach den Analysen von FALCUCCI et al. (2007) für ganz Italien und von PINTO-CORREIRA & BREMAN (2009) für Portugal die agrarsozialen Verhältnisse (Bevölkerungsentwicklung, Besitzgröße) und die Ertragskraft der Standorte zu sein, ferner spielen Erreichbarkeit und allgemeine Infrastruktur eine Rolle. In Grundzügen hat dies ANTROP bereits 1993 für den Mittelmeerraum erkannt und beschrieben und 2005 mit Beispielen aus anderen Teilen Europas bestätigt.

Als besonders gravierend und negativ für Arten- und Habitatvielfalt ist die „Balearisierung“ der Küstenräume anzusehen. MEDAIL & DIADEMA (2006) verwenden diesen Terminus für die durch Tourismus stark belasteten und teilweise völlig zerstörten Küstenökosysteme rings um das Mittelmeer. LAVERNE et al. (2005) konnten für das Department Herault in Südfrankreich nachweisen, dass im Zeitraum 1886 bis 2001 insbesondere seltene Hydrophyten in den Küstenbereichen erloschen sind, während die kleinen Populationen von Felspflanzen in Hinterland überlebten. Unmittelbare Überbauung führte z.B. zum Verschwinden von *Aspenium marinum* an der Küste südlich Tanger, ungeregelte touristische Nutzung als Zeltplatz zerstörte die Tritt-empfindliche Weißdünengesellschaft des Otantho-Ammophiletum an der Straße von Gibraltar auf der marokkanischen Seite. An der spanischen Gegenküste sind diese Dünenökosysteme meist als Naturschutzgebiete ausgewiesen.

Ein mehrfach beobachteter Prozess ist (MAZZOLENI et al. 2004b), dass mit nachlassendem Druck auf die Macchien und Wälder mit höherem Schlussgrad der Bestände sommergrüne Gehölze gegenüber immergrünen vorrücken oder genauer gesagt, aus höheren Lagen

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

wieder herabsteigen. Es wird offenbar ein Xeromorphisierungsprozess, der bei Öffnung der Landschaft durch den Menschen erfolgte, wieder teilweise rückgängig gemacht. Diese Tendenz wird etwa von DI PASQUALE et al. (2004) auf Sizilien, von MAZZOLENI et al. (2004c) bei Molise in Mittelitalien beobachtet und ist auch im Luberon im Hinterland der Provence zu verfolgen, wo Flaumeiche massiv in die dichter und höher werdenden Steineichenwälder einwandert (TATONI et al. 2004 und eigene Beobachtungen).

Unter Aspekten der Landschaftsstruktur ist eine Vergröberung (Anwachsen der Fläche einer Landnutzungseinheit, also „patch size"), Vereinfachung des Landnutzungsmosaiks (Reduzierung der Habitatvielfalt, Wegfall von Mischformen der Bodennutzung wie z.B. Fruchtbaumkulturen über Ackerbau oder gehölzreiche Weiden (siehe z.B. Abb. 5 in DEIL 2001 für ein Gebiet im Campo de Gibraltar), Wegfall von raschen Nutzungswechseln wie Anbau-Grünbrache-Rotation und eine Vereinfachung der Fruchtfolge zu beobachten (DE SILLO et al. 2012 für den Zentralen Apennin, BERTACCHI & ONNIS 2004 für Küstenbereiche der Toskana, Italien; PUIG DE FABREGAS & FILLAT 1986 für die Pyrenäen, ATAURI et al. 1992 und RESCIA et al. 1994 für das Baskenland). Die räumliche Anordnung folgt neuen Prinzipien: Sie zeigt abnehmende Bindung an die abiotische Produktivität (Ertragskraft) der Standorte. Erreichbarkeit, Zugänglichkeit, Marktnähe und die Möglichkeit der Mechanisierung werden immer wichtiger für die Entscheidung, welche Besitzfläche wie bewirtschaftet wird (VOS & STORTELDER 1992, KROHMER & DEIL 1999, 2003). In manchen Studien wird bei der Aufgabe des Trockenfeldbaus auch zwischen einer ersten Landwirtschaftkrise unterschieden (70ger Jahre), die nach Ertragskraft ging und einer zweiten, die wahllos alle Physiotope betraf (LASANTA et al. 1989).

Landschaftsstrukturanalysen, die luftbildgestützt mit Parametern wie Fragmentierungsgrad oder Grenzliniendichte arbeiten, kommen teils zu dem widersprüchlichen Ergebnis, dass trotz Aufgabe des Ackerbaus und Zunahme der Bewaldung das Mosaik vielfältiger wird (ATAURI et al. 1992 und RESCIA et al. 1994 für Nordspanien, BONET et al. 2004 für das Hinterland von Alicante, TIMÓTEO et al. 2004 für Mittelportugal, TORTA 2004 für den nördlichen Apennin). Dies hängt meist damit zusammen, dass sich bei fleckenweiser Aufforstung mehr Grenzlinien ergeben. Aus biotischer Sicht dürften diese neuen Grenzen aber keine hohe Qualität haben.

Es gibt offenbar aber auch Landschaftbilder, die trotz starker sozio-ökonomischer Umbrüche in den letzten Jahrzehnten relativ stabil blieben. Ein Beispiel aus den eigenen Untersuchungen ist die Nordflanke der Picota in der Serra de Monchique. DI PASQUALE et al. (2004) berichten davon auf Sizilien und REGATO-PAJARES et al. (2004) zeigen, dass die Dehesa-Landschaft der spanischen Extremadura trotz Funktionswandel (Rückgang der Bedeutung der Landwirtschaft, Zunahme der touristischen Nutzung und der Einnahmen aus der Jagd) sehr konstant aussieht.

Es bleibt abzuwarten und zu beobachten, wie ganz aktuelle Prozesse, die zur Neubewertung der lange marginalisierten Gebirgsregionen führen können, etwa die Erholungsnutzung, ihre Windhöffigkeit und damit ihre künftige Bedeutung für die Energiegewinnung, sich auf Landnutzung und Landbewirtschaftung auswirken. JANSEN & DIEMONT (2011) diskutieren dies für die Serra de Estrella in Portugal. In den eigenen Untersuchungsgebieten sind solche Entwicklungen auch im Gange. So existieren im windreichen Gebiet der Straße von Gibraltar auf der spanischen Seite große Windparks, und auch im Hinterland des Algarve sind solche in der Serra de Caldeirão jüngst entstanden. Und nicht zuletzt hängt die Entwicklung von der künftigen Agrarpolitik ab und davon, wie stark Subventionen nach umwelt- und naturschutzrelevanten Gesichtspunkten und Auflagen vergeben werden.

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Zusammenfassung

Die Auswirkungen des Landnutzungswandels in den letzten Jahrzehnten und seine Konsequenzen für die α-Diversität im Ackerland und das Vegetationsmosaik auf der landschaftlichen Ebene werden an drei Räumen in Südwestmediterranen untersucht, die abiotisch sehr ähnlich sind und gleiche pnV haben, jedoch unterschiedliche Stufen der Modernisierung und Landschaftstransformation erreicht haben: 1) Die Halbinsel von Tanger in NW Marokko, in der noch traditionelle Subsistenzwirtschaft vorkommt, 2) das Campo de Gibraltar in SW Spanien, in dem agro-industriell gewirtschaftet wird, und 3) die Serra de Monchique in Südportugal, in der Betriebe mittlerer Größe marktorientiert wirtschaften. In Portugal wurde der Landschaftwandel für den Zeitraum 1966 bis 1996 mittels historischer Luftbilder und rezenter Geländeaufnahme untersucht. Die Tendenzen in den drei Untersuchungsgebieten werden im gesamtmediterranen Kontext diskutiert.

Der Vergleich der Unkrautgesellschaften beiderseits der Straße von Gibraltar zeigt, dass moderne Landbewirtschaftung die Diversität der Unkrautgesellschaften drastisch reduziert. Marokko zeigt eine Situation, wie sie in Spanien vor 30 bis 40 Jahren noch herrschte, in Portugal vor 30 Jahren. Der Vergleich der Vegetationslandschaften zeigt, dass es je nach sozioökonomischer Situation ein ganz unterschiedliches Vegetationsmosaik gibt mit Kenngesellschaften für eine agro-industrielle Landschaft bzw. eine Subsistenzlandwirtschaft.

Neben gleichgerichteten, aber zeitversetzten Prozessen wie bei den Unkrautgesellschaften gibt es auch divergierende Prozesse: Die nördlichen Mittelmeeranrainer zeigen einen nachlassenden Nutzungsdruck auf unproduktiven Standorten bzw. in abgelegen Gebirgsräumen mit Aufgabe des Trockenfeldbaus, Wiederbewaldung und Aufforstung und eine Intensivierung in den Ebenen und Küstenräumen. In Nordafrika schreitet die Degradierung aller Landnutzungseinheiten weiter voran, die Wald- und Macchienflächen gehen zurück, Grünland ist überweidet und auch im Ackerland wird intensiver gewirtschaftet.

Literatur

ÁLVAREZ DE SOTOMAYOR, M.C. (2000): Análisis del inventario forestal nacional de la provincia de Cádiz: Consideraciones para el Parque Natural de Los Alcornocales y para el Campo de Gibraltar. – Almoraima **23**: 115-122.

ANTROP, M. (1993): The transformation of the Mediterranean landscapes: An experience of 25 years of observation. – Landscape and Urban Planning **24**: 3-13.

ANTROP, M. (2000): Background concepts for integrated landscape analysis. – Agric. Ecosyst. Environm. **77**: 17-28.

ANTROP, M. (2005): Why landscapes of the past are important for the future. – Landscape and Urban Planning **70**: 21-34.

ATAURI, J.A., DE PABLO, C.R., MARTÍN DE AGAR, P., SCHMITZ, M.F., UGARTE, F.M. & PINEDA, F.D. (1992): Tendencias de cambio recientes en el paisaje: relación con los factores socioeconómicos en la Reserva de la Biosfera de Urbidaibai (Bizkaia). – Cuad. Secc. Hist. **20**: 413-434.

BARBERO, M., BONIN, G., LOISEL, R., QUÉZEL, P. (1990): Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. – Vegetatio **87**: 151-173.

BASTOS, C. (1993): Os montes do nordeste Algarvio. – Lisboa.

BENZLER, A., DEIL, U. & JUNG, CH. (1998): Eichenwälder in der Sierra del Aljibe (Andalusien) im Vergleich zu Wäldern im Westrif (Nordmarokko). – Documents Phytosociologiques N.S. **18**: 1-22.

BERGMEIER, E. (1999): Gavdos – Europe's southernmost island between stability and change. – Geoökodynamik **20**: 87-96.

BERGMEIER, E. (2005): Eine pflanzensoziologische Studie zu traditionell bewirtschafteten Getreideäckern auf Kreta. – Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges. **66**: 351-375.

BERGMEIER, E. (2006): The diversity of segetal weeds in Crete (Greece) at species and community

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

level. – Annali di Botanica N.S. **6**: 53-64.

BERTACCHI, A. & ONNIS, A. (2004): Changes in the forested agricultural landscape of the Pisan Hills (Tuscany, Italy). – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 167-178. Chichester.

BLONDEL, J. & MÉDAIL, F. (2009): Biodiversity and conservation. – In: WOODWARD, J. C. (ed.): The Physical Geography of the Mediterranean: 615-650. Oxford.

BONET, A., BELLOT, J. & PEÑA, J. (2004): Landscape Dynamics in a semi-arid mediterranean catchment (SE Spain). – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 47-56. Chichester.

CHABBI, A. (1994): Conditions écologiques et dynamiques de la végétation. Basses montagnes du Rif occidental au Maroc. – Thèse Univ. Bordeaux III. Bordeaux.

COELHO-SILVA, J.L., REGO, F.C., SILVEIRA, S.C., GONCALVES, C.P.C. & MACHADO, C.A. (2004): Rural changes and landscape in Serra da Malcata, Central East of Portugal. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 189-200. Chichester.

DE SILLO, R., DE SANCTIS, M. & ATTORRE, F. (2012): Vegetation and landscape of the Simbruini mountains (Central Apennines). – Plant Sociology **49**(1 Suppl.): 3-64.

DEBUSSCHE, M., LEPART, J. & DERVIEUX, A. (1999): Mediterranean landscape change: evidence from old postcards. – Global Ecol. Biogeogr. **8**: 3-15.

DEIL, U. (1997): Zur geobotanischen Kennzeichnung von Kulturlandschaften. – Erdwissenschaftliche Forschung **36**: 189pp. Stuttgart.

DEIL, U. (2001): Land-use changes and its effects on biodiversity and vegetation cover – The situation of Morocco in the West Mediterranean context. – In: BERRIANE, M & KAGERMEIER, A. (eds.): Le Maroc à la veille du troisième millénaire – Défis, chances et risques d un développement durable. Maghreb-Studien **14**: 107-124.

DEIL, U. (2003): Characters of „traditional“ and „modern“ vegetation landscapes – a comparison of northern Morocco and southern Spain. – Phytocoenologia **33**: 819-860.

DEIL, U. & HAUG, H. (1996): Landnutzungswandel und Vegetationsveränderungen in Südwestandalusien – unter besonderer Berücksichtigung der Vergrünlandung im Campo de Gibraltar. – APT-Bericht **7**: 27-36. Freiburg.

DEIL, U. & SUNDERMEIER, A. (1992): L'influence du système agraire sur les groupements messicoles des deux rives du détroit de Gibraltar. – 9éme Coll. Int. Biol. Mauvaises Herbes Dijon 1992. Ann. A.N.N.P.P.: 207-212.

DEIL, U., GALÁN DE MERA, A. & VICENTE ORELLANA, J. A. (2008): Rock and scree plant communities in the Serra de Monchique (SW Portugal). – Feddes Repertorium **119**: 556-585.

DI PASQUALE, G., GARFI, G. & MIGLIOZZI, A. (2004): Landscape dynamics in south-eastern Sicily in the last 150 years: The case of the Iblei Mountains. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 73-80. Chichester.

DJEMA, A. & MESSAOUDENE, M. (2009): The Algerian forest: current situation and prospects. – In: PALAHI, M. BIROT, Y., BRAVO, F. & GORRIZ, E. (eds.): Modeling, valuing and managing Mediterranean forest ecosystems for non-timber goods and services. – EFI Proc. **57**: 17-27.

FALCUCCI, A., MAIORANO, L. & BOITANI, L. (2007): Changes in land-use/land-cover pattern in Italy and the implications for biodiversity conservation. – Landscape Ecol. **22**: 617-631.

FERNÁNDEZ-ALÉS, R., MARTIN, A., ORTEGA, F. & ALÉS, E. (1992): Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). – Landscape Ecology **7**: 3-18.

FERREIRA, P.G., ALMEIDA, M., FERNANDES, A., CODIPIETRO, P. & REGO, F.C. (2004): Landscape dynamics in the area of Serra da Arrábida and the Sado River Estuary. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 201-209. Chichester.

FROSCH, B. (2010): Characteristics of the vegetation of tree stands on sacred sites in comparison to well-preserved forests in northwestern Morocco. – Ecologia Mediterranea **36**: 83-95.

FROSCH, B. & U. DEIL (2011): Forest vegetation on sacred sites of the Tangier Peninsula (NW Moroc-

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

co) – discussed in a SW-Mediterranean context. – Phytocoenologia **41**: 150-179.
GALÁN DE MERA, A. & VICENTE ORELLANA, J.A. (1997): Phytogeographical characterization of SW Cadiz (Spain) and its relationship with the Tingitanean Peninsula (Morocco). – Lagascalia **19**: 609-616.
GALÁN DE MERA, A., DEIL, U., HAUG, H. & VICENTE ORELLANA, J.A. (1997): Clasificación fitosociológica de los pastizales de la provincia de Cadiz (España). – Acta Bot. Malacitana **22**: 147-169.
GARCÍA-RUIZ, J.M., LASANTA, T., MARTÍ, C., GONZÁLEZ, C., WHITE, S., ORTIGIOSA, L. & RUIZ-FLAÑO, P. (1995): Changes in runoff and erosion as a consequence of land-use changes in the Central Spanish Pyrenees. – Physics and Chemistry of the Earth **20**: 301-317.
GREUTER, W. (1991): Botanical diversity, endemism, rarity, and extinction in the Mediterranean area: an analysis based on the published volumes of Med-Checklist. – Bot. Chron. **10**: 63-79.
GREUTER, W. (1994): Extinctions in the Mediterranean area. – Phil. Trans. Roy. Soc. London **344**: 41-46.
GROVE, A.T. & RACKHAM, O. (2001): The nature of Mediterranean Europe: An ecological history. – London.
JANSEN, J. & DIEMONT, H. (2011): Implementing Natura 2000 in farmed landscapes: The Serra de Estrella, Portugal. – Ecológia (Bratislava) **30**: 199-215.
JARAMILLO-CORREA, J.P., GRIVET, D., TERRAB, A., KURT, Y, DE LUCAS, A.I., WAHID, N., VENDRAMIN, G.G & GONZÁLEZ-MARTÍNEZ, S.G. (2010): The Strait of Gibraltar as major biogeographical barrier in Mediterranean conifers: a comparative phylogeographic survey. – Molecular Ecology **19**: 5452-5468.
JENKINS, R. (1979): Morte de uma aldeia portuguesa. – Lisboa.
JIMENEZ CABALLERO, S., BARRERA, J., ELENE, R. & CASTEJÓN, M. (1995): Evaluacion de los cambios de la cubierta vegetal en un sector del Macizo de Ayllón (Sistema Central, España), mediante métodos cartográficos. – Ecología **9**: 165-175.
KEHREIN, A. (1997): Unkraut- und Brachegesellschaften in der Serra de Monchique (Portugal). – Unveröff. Diplomarbeit Universität Bayreuth, Abt. Biogeographie.
KROHMER, J. & DEIL, U. (1999): Landnutzungswandel in der Serra de Monchique (Südportugal) in Abhängigkeit von natürlichen und anthropogenen Bedingungen. – Geoökodynamik **20**: 169-192.
KROHMER, J. & DEIL, U. (2003): Paysages dynamique et conservateurs? Couvert végétal actuel et changements de l'occupation du sol dans la Serra de Monchique (Portugal). – Phytocoenologia **33**: 767-799.
LAVERNE, S., THUILLER, W., MOLINA, J. & DEBUSSCHE, M. (2005): Environmental and human factors influencing rare plant local occurrence, extinction and persistence: a 115-year study in the Mediterranean region. – J. Biogeogr. **32**: 799-811.
LASANTA, M.T., ARNÁEZ, J., RUIZ-FLAÑO, P. & ORTIGOSA, L. (1989): Evolución superficial del espacio cultivado en Cameros viejo (Sistema Ibérico) y su relación con algunos factores geoecológicos. – Estudios Geograficos **197**: 553-573.
MABBERLY, D.J. & PLACITO, P.J. (1993): Algarve plants and landscapes. Passing tradition and ecological change. – Oxford.
MALATO BELIZ, J. (1982): A Serra de Monchique. Flora et Vegetaçaõ. – Collecção Parques Naturais **10**. Lisboa.
MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (2004a) (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape. – Chichester.
MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G. & MULLIGAN, M. (2004b): Conclusion: Reversing the consensus on Mediterranean desertification. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 281-285. Chichester.
MAZZOLENI, S., DI MARTINO, P., STRUMIA, S., BUONANNO, M. & BELLELLI, M. (2004c): Recent Changes of coastal and sub-mountain vegetation landscape in Campania and Molise regions in Southern Italy. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 145-155. Chichester.
MÉDAIL, F. & DIADEMA, K. (2006): Biodiversité végétale mediterranéenne et anthropisation: approches macro- et micro-régionales. – Annales de Géographie, spec. issue **651**: 618-640.
MÉDAIL, F. & DIADEMA, K. (2009): Glacial refugia influence plant diversity in the Mediterranean basin. – J. Biogeogr. **36**: 1333-1345.
MÉDAIL, F. & QUÉZEL, P. (1997): Hot-spot analysis for conservation of plant biodiversity in the

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

Mediterranean basin. – Annals Missouri Bot. Garden **84**: 112-127.

MÜLLER, J. & DEIL, U. (2002): Ecology and population structure of two heathland species, endemic in southern Portugal: Centaurea crocata and Centaurea fraylensis (Asteraceae). – Silva Lusitana **10**: 151-170.

NEZADAL, W. (1989): Unkrautgesellschaften der Getreide- und Frühjahrshackfruchtkulturen (Stellarietea mediae) im mediterranen Iberien. – Dissert. Bot. **143**, 205pp, Berlin.

PAPANASTASIS, V.P., ISPIKOUDIS, I., ARIANOUTSOU, M., KAKOUROS, P. & KAZAKLIS, A. (2004): Land-use changes and landscape dynamics in Western Crete. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 81-93. Chichester.

PIGNATTI, S. (1991): Forest management and plant conservation in the Mediterranean area – introduction. – Bot. Chron. **10**: 353-358.

PIGNATTI, S. (2003): The Mediterranean ecosystem. – Bocconea **16**: 29-40.

PIGNATTI, E. & PIGNATTI, S. (1984): Sekundäre Vegetation und floristische Vielfalt im Mittelmeerraum. – Phytocoenologia **12**: 351-358.

PINTO-CORREIRA, T. & MASCARENHAS, J. (1999): Contribution to the extensification / intensification debate: new trends in the Portuguese montados. – Landscape and Urban Planning **46**: 125-131.

PINTO-CORREIRA, T. & BREMAN, B. (2009): New roles for farming in a differentiated countryside: the Portuguese example. – Reg. Environ. Change **9**: 143-152.

PUIG DE FÁBREGAS, J. & FILLAT, F. (1986): Ecological adaptation of traditional land uses in the Spanish Pyrenees. – Mountain Res. & Development **6**: 63-72.

QUÉZEL, P. & BARBERO, M. (1990): Les forêts méditerranéennes - problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation. – Acta Bot. Malacitana **15**: 145-178.

REGATO-PAJARES, P., JIMÉNEZ-CABALLERO, S., CASTEJÓN, M. & ROSELLÓ, R.E. (2004): Recent landscape evolution in Dehesa woodlands of western Spain. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 52-72. Chichester.

REJDALI, M. (2004): Forest cover changes in the Maghreb countries with special references to Morocco. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 23-31. Chichester.

RESCIA, A.J., SCHMITZ, M.F., MARTÍN DE AGAR, P., DE PABLO, C.L., ATAURI, J.A. & PINEDA, F.D. (1994): Influence of landscape complexity and land management on woody plant diversity in northern Spain. – J. Veg. Sci. **5**: 505-516.

ROTHER, K. (1984): Die mediterranen Subtropen. – Braunschweig.

RUDNER, M. (2003): Vegetationsentwicklung im Languedoc (Frankreich) im 20. Jahrhundert – eine Analyse auf der Basis alter Postkarten aus dem Département Herault. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. **18**: 45-56.

RUDNER, M., DEIL, U. & GALÁN DE MERA, A. (1999): Zwergbinsengesellschaften im Südwesten der Iberischen Halbinsel. Standörtliche Einnischung und floristische Differenzierung. – Mitt. bad. Landesver. Naturkunde u. Naturschutz N.F. **17** (2): 427-448.

SENG, M. & DEIL, U. (1999): Forest vegetation types in the Serra de Monchique (Portugal): Anthropogenic changes of oak forests. – Silva Lusitana **7**: 71-92.

SHOSHANY, M., GOLDSHLAGER, N., KUTIEL, P. & GROSSMAN, D. (2004): Man-landscape relationships in Mediterranean areas: A study of landscape changes in the Mount Carmel. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 95-104. Chichester.

SUNDERMEIER, A. & DEIL, U. (1992): Die Ackerflora auf Vertisolen beiderseits der Straße von Gibraltar - der Einfluß traditioneller und moderner Bewirtschaftung. – Z. Pfl.Krankh. Pfl.Schutz, Sonderh. **13**: 69-77.

TATONI, T., MÉDAIL, F., ROCHE, P. & BARBÉRO, M. (2004): The impact of changes in land use on ecological patterns in Provence (Mediterranean France). – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 107-120. Chichester.

TIMÓTEO, I., BENTO, J., REGO, F.C. & FERNANDES, A. (2004): Changes in landscape structure of the Natural Park of Alvão (Portugal). – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape:

©Reinhold-Tüxen-Gesellschaft (http://www.reinhold-tuexen-gesellschaft.de/)

211-216. Chichester.
TORTA, G. (2004): Consequences of rural abandonment in a Northern Apennines landscape (Tuscany, Italy). – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 157-165. Chichester.
TROIN, J.-F. (2002): Maroc – regions, pays, territoires. – Paris.
VAN DER LEEUW, S. (2004): Vegetation dynamics and land use in Epirus. – In: MAZZOLENI, S., DI PASQUALE, G., MULLIGAN, M., DI MARTINO, P. & REGO, F. (eds.): Recent Dynamics of the Mediterranean Vegetation and Landscape: 121-141. Chichester.
VOS, W. & STORTELDER, A. (1992): Vanishing Tuscan landscapes. Landscape ecology of a sub-mediterranean montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy). – Wageningen.
ZOHARY, M. (1973): Geobotanical foundations of the Middle East. – 2 vol., Stuttgart.

Anschrift des Verfassers:

Prof. Dr. Ulrich Deil, Universität Freiburg, Fakultät für Biologie, Abt. Geobotanik, Schänzlestr. 1, D-79104 Freiburg i. Br.

e-mail: ulrich.deil@biologie.uni-freiburg.de

ZOBODAT - www.zobodat.at

Zoologisch-Botanische Datenbank/Zoological-Botanical Database

Digitale Literatur/Digital Literature

Zeitschrift/Journal: Berichte der Reinhold-Tüxen-Gesellschaft

Jahr/Year: 2013

Band/Volume: 25

Autor(en)/Author(s): Deil Ulrich

Artikel/Article: Landschaftswandel im Mittelmeerraum und seine Folgen für Arten- und Habitatdiversität 132-149