

第 III 章 生物多様性の損失の状態の評価

本章では、評価期間中（1950 年代後半～現在）に生物多様性の損失の状態について生態系ごとに損失の大きさと傾向を評価する。また生態系ごとに対策の実施についても評価する。

第 1 節 森林生態系の評価

本節では、評価期間中（1950 年代後半～現在）の森林生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を 4 つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 森林生態系における損失の評価

- 森林生態系の状態は、1950 年代後半から現在に至る評価期間において損なわれており、長期的には悪化する傾向で推移している。
- 森林全体の規模に大きな変化はみられないが、人工林への転換等によって自然性の高い森林が減少した。森林の連続性も低下している（第 1 の危機）。
- 評価期間後半を通して、自然性の高い森林の減少速度は低下したものの、二次林や人工林の生態系の質が低下する傾向にある（第 2 の危機）。
- 近年、シカの個体数の増加、分布の拡大による樹木や下層植生に対するの被害が顕在化している。また、地球温暖化によると思われる高山植生への影響等が報告されている（第 2 の危機、地球温暖化の危機）。
- 現在、社会経済状況の変化によって、森林における開発や改変の圧力は低下しているが、継続的な影響が懸念される。

2. 評価の理由

本評価において、森林生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、指標別の評価は以下のとおりである。

表 III-1 森林生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 損失と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
森林生態系の指標	指標 15 森林生態系の規模・質			*1
	指標 16 森林生態系の連続性			
	指標 17 森林生態系に生息・生育する種の個体数・分布			*2
	指標 18 人工林の利用と管理			

注：評価期間当初(1950 年代後半)の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失

注：視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注：損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

注：「*」は、当該指標に関連する要素やデータが複数あり、全体の損失の大きさや傾向の評価と異なる傾向を示す要素やデータが存在することに特に留意が必要であることを示す。

*1：指標 15 の評価を参照

*2：指標 17 の評価を参照

指標 15 森林生態系の規模・質

指標の解説

- 森林生態系の規模・質は、主に「第1の危機」と「第2の危機」に関する損失の状態を示す指標であるが、「第3の危機」、「地球温暖化の危機」にも関係する。
- 森林の開発・改変は、森林全体の面積や、地域を特徴づける林相や自然性の高い森林の面積を縮小させる（第1の危機）。
- 人間活動の縮小による利用の低下や管理の不足は二次林の生態系としての質を低下させる（第2の危機）。その一方で管理放棄された二次林が、植生遷移により自然林に近づいていく場合もみられる。
- 外来種の侵入（第3の危機）や地球温暖化の影響（地球温暖化の危機）によっても森林生態系の規模の縮小や質の低下がもたらされる。

指標別の評価

- 森林全体の面積は維持されているが、自然性の高い森林（自然林・二次林）の面積は減少傾向にある。
- 現在、「第1の危機」に関しては全国的に開発の圧力が低下しているものの、小規模な、あるいは地域的な開発は継続している。長期的には、「第2の危機」による二次林や人工林の生息地・生育地や生態系の質の低下が懸念される。
 - *1（表 III-1 参照）：評価期間前半の自然林の規模については全体の評価と異なる傾向を示す可能性があることに特に留意が必要である。

評価の理由

＜自然性の高い森林の改変＞

わが国の森林面積は約 25 万 km² で、国土の 67%を占めている。評価期間前半の 1966 年における森林面積は、評価期間以前の 1943 年から増加し、その後評価期間中を通して維持されてきた一方で、1943 年から 1980 年代にかけて森林面積に占める自然性の高い森林（自然林・二次林）の面積は大きく減少する傾向がみられた（データ 15-①:図 III-1）。この背景の一つとして第二次世界大戦直後からの木材需要の高まりによる大規模な伐採とそれにともなつてのスギ・ヒノキ等単一樹種による大規模な拡大造林が行われたことが挙げられる（データ 15-②:図 III-2）。また、1960 年の高度経済成長期、1980 年代後半のバブル経済期には森林から農地、宅地、工場、レジャー施設への転用が進み、森林が減少した（データ 1-⑦:巻末）。歴史的に改変の進んだ西日本では自然林（常緑広葉樹林）の面積はわずかしかなかったが、こうした変化による平野部の二次林等に依存する一部の希少種への影響が示唆されている¹⁾。

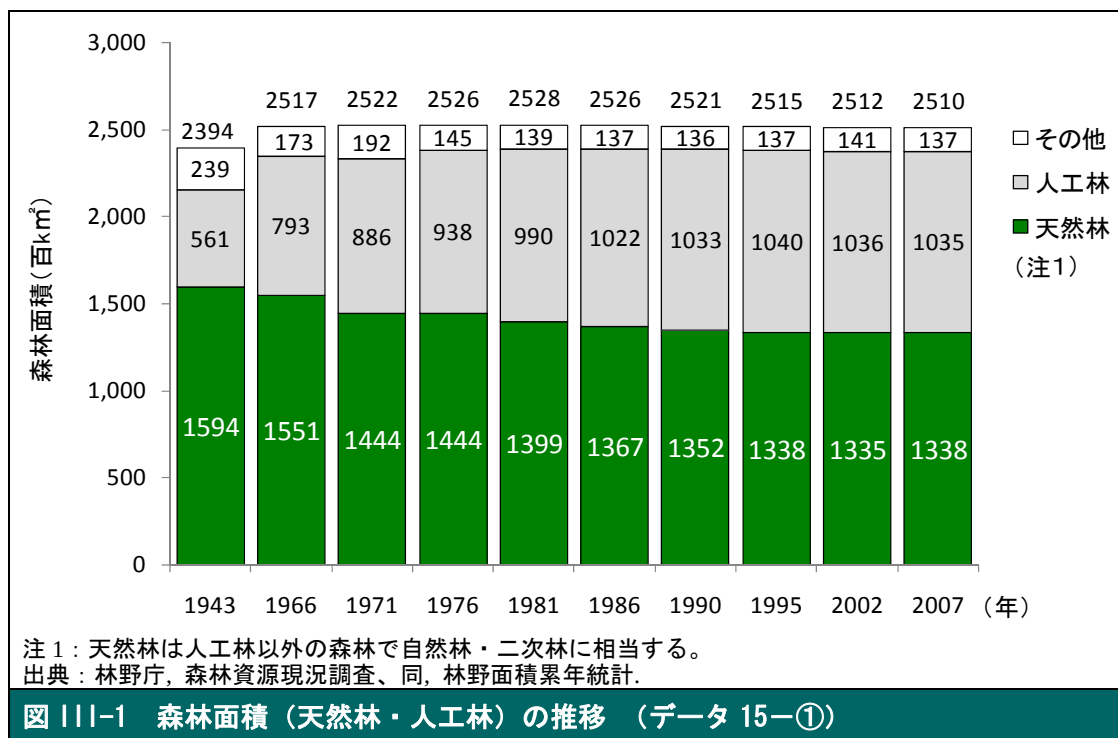


図 III-1 森林面積（天然林・人工林）の推移（データ 15-①）

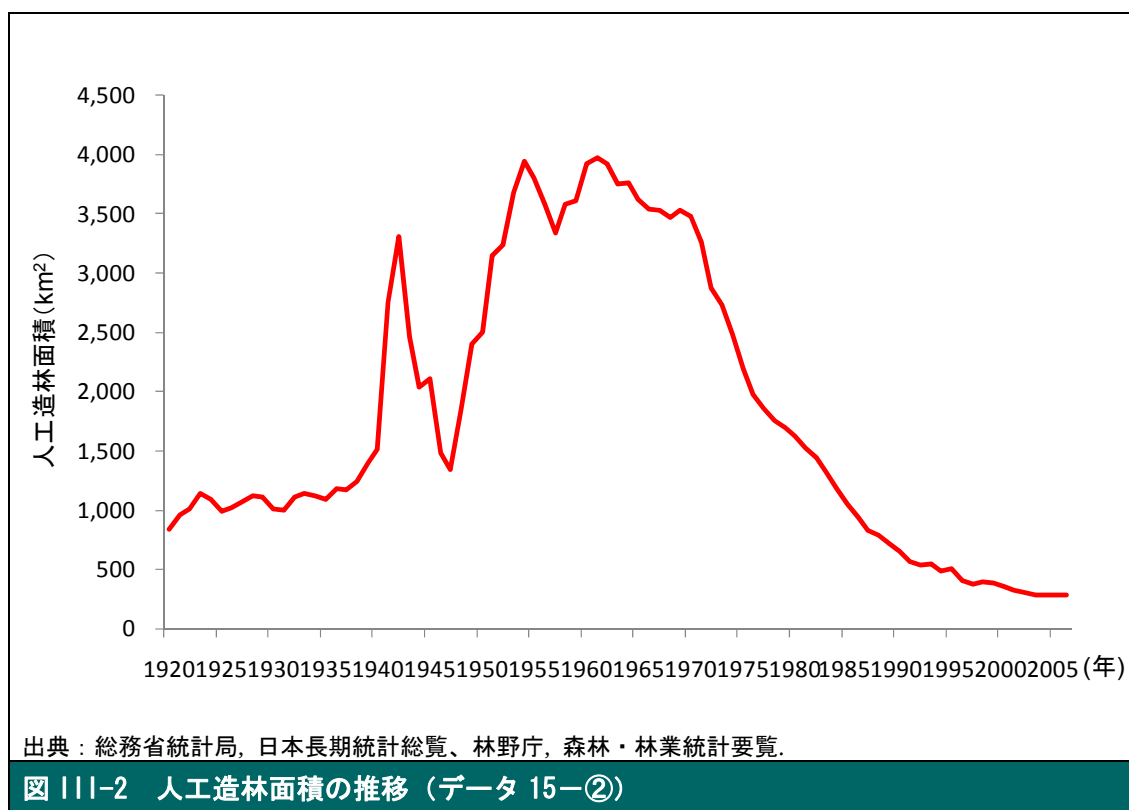


図 III-2 人工造林面積の推移（データ 15-②）

＜森林管理の低下＞

1960年代以降、エネルギー革命による化石燃料への転換等を背景に、薪炭の生産量が急減するなど（データ 7－③:図 II-12）、二次林の多くが経済的価値を失い、放置されるようになった。

二次林における人間活動の縮小は、評価期間の後半を通して、例えば薪炭林などとして使われてきた明るい林床を有した二次林の多くを、高齢化した樹木やタケ・ササ類が密生する暗い雑木林へ変化させてきた。二次林の適切な管理の縮小による継続的な質の低下による、森林生態系の一部を構成する生物の生息・生育環境の質の低下が示唆されている²⁾。

＜ニホンジカによる植生の被害等＞

ニホンジカが分布する 5km メッシュ数は、1978 年の 4,220 メッシュから 2003 年の 7,344 メッシュへと大幅に増加した（データ 15－③:図 III-3）。この背景としては、狩猟者の高齢化や減少によるシカに対する捕獲圧の低下や、冬の積雪量の低下による冬期の死亡率の低下が指摘されている³⁾。シカの個体数と分布の急速な増加により、自然林等の下層植生や樹木（樹皮）に過剰な採食圧がかかっており⁴⁾、また人工林や農地における同様の影響や、湿原に生育する植物や高山植物への影響が生じることも指摘されている^{5),6)}。さらに、シカの分布の拡大や過密化は、土壌の流出や斜面の崩壊^{7),8)}、森林樹木の更新や再生の阻害などの二次的な破壊や森林生態系の攪乱（かくらん）の要因となることが指摘されるなど^{9),10)}、全国的に大きな損失を引き起こすおそれがある。

BOX 6 シカによる植生への影響と対策

ニホンジカは絶滅が心配された時期もあったが、近年は全国的に個体数が増加している。この増加にともない各地の森で林床の植物が食い荒らされる問題が起きている。

そうした事例として神奈川県丹沢地域がある。ここでは 1980 年代にシカの被害が出始め、1990 年代以降には高標高の自然林地域でも林床のササ類が消失したり、クガイソウ等の植物が絶滅危惧種になったりといった被害が生じている。そのため 1990 年代と 2000 年代の 2 回にわたり総合的な環境調査が行われ、現在はそれらを受けてシカを適正な生息数まで減少させる管理捕獲や一定の地域にシカの侵入を防ぐ柵の設置等の様々な自然再生の取組みが行われている。そうした対策の結果、柵内などの一部地域ではクルマユリ等の絶滅危惧種が復活するといった成果がみられるようになってきている。

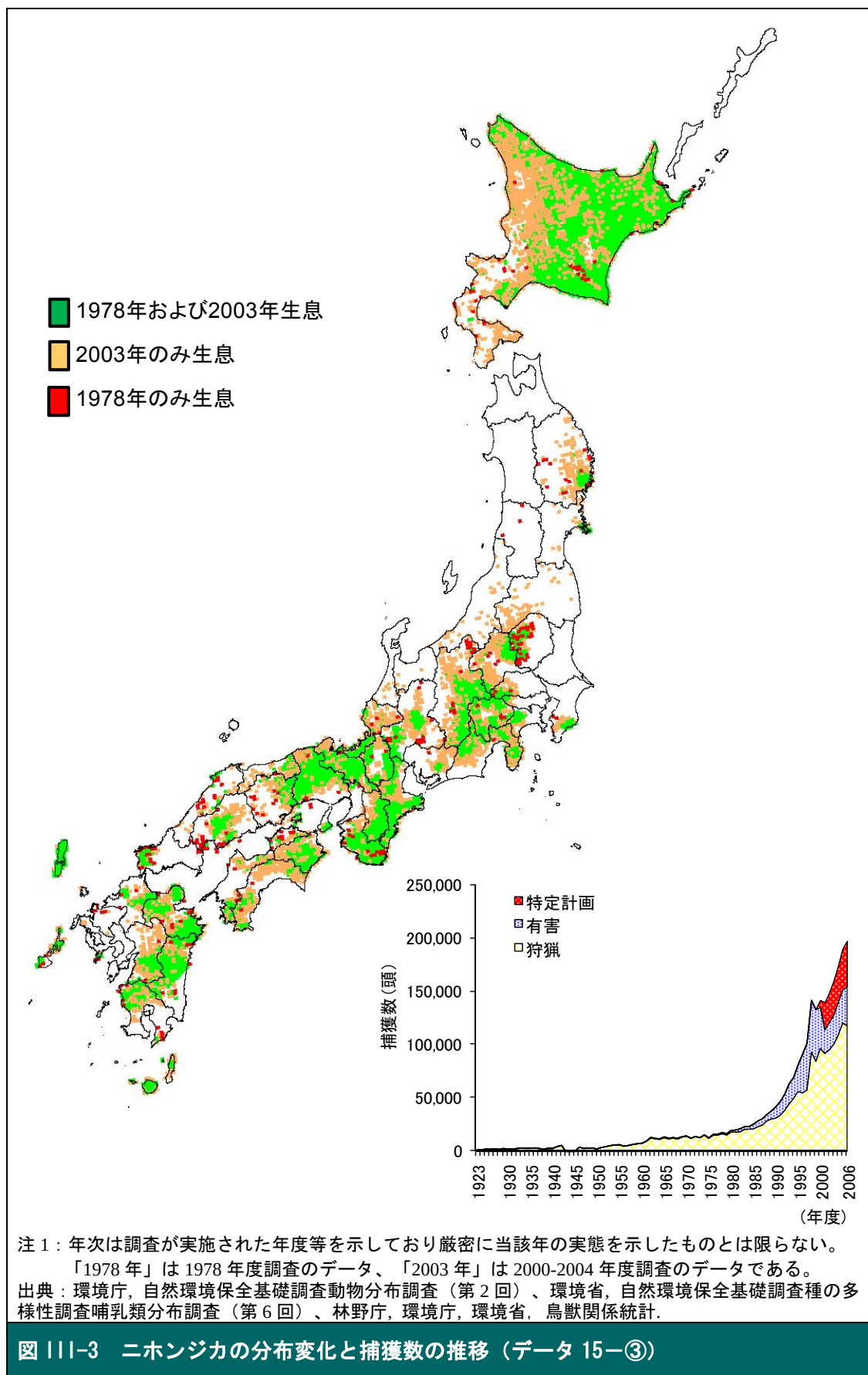


図 111-3 ニホンジカの分布変化と捕獲数の推移 (データ 15-③)

＜森林病害虫による被害＞

利用・管理の縮小による二次林の高齢化や枯死木の放置は、カシノナガキクイムシによって媒介されるナラ菌によるナラ枯れ、1900年代初めに北アメリカから非意図的に持ち込まれた森林病害虫のマツノザイセンチュウによるマツ枯れの被害を拡大させることが指摘されている¹¹⁾。マツ枯れの被害量は1950年以降、特に1980年頃に急激に増加した。1980年代後半以降は再び減少傾向にあるが、依然として1980年以前よりも高い水準で被害量は推移している（データ15-④:巻末）。また、森林病害虫の被害の拡大では地球温暖化の影響も指摘されており、既に温暖な地域への病原を持った媒介昆虫の侵入、気温上昇による寒冷地側でのマツ枯れ危険地帯の拡大などが挙げられている¹²⁾。例えば、マツノザイセンチュウの被害は1980年には西日本で約70%を占めていたが、1985年以降は東北地方や北陸地方での被害が増加傾向にある（データ15-④:巻末）。

＜地球温暖化＞

森林の中でも山地の生態系については、地球温暖化の影響が懸念されている。特に、低標高に生息していた生物の高山帯への分布拡大、ブナ林等の冷温帯自然林や標高の低い山地もしくは低緯度地方の高山植生の縮小・衰退、また高山に特徴的な種などに対する影響が懸念されている^{13), 14)}。

指標16 森林生態系の連続性

指標の評価

○自然性の高い森林（自然林・二次林）、人工林のいずれについても、開発・改変によって森林のまとまりが分断されることは、その連続性を低下させて森林に生息・生育する生物の移動や交流を妨げる。したがって、森林生態系の連続性は、主に、「第1の危機」に関係する損失の状態を示す指標といえる。

指標別の評価

○現在、脊梁山脈の縁辺にある森林は他の土地利用によって分断されている。
○本指標の傾向を示す長期的なデータはないが、悪化してきた傾向があると推測される。全国的な開発圧力の低下により、その傾向は緩和されている可能性がある。

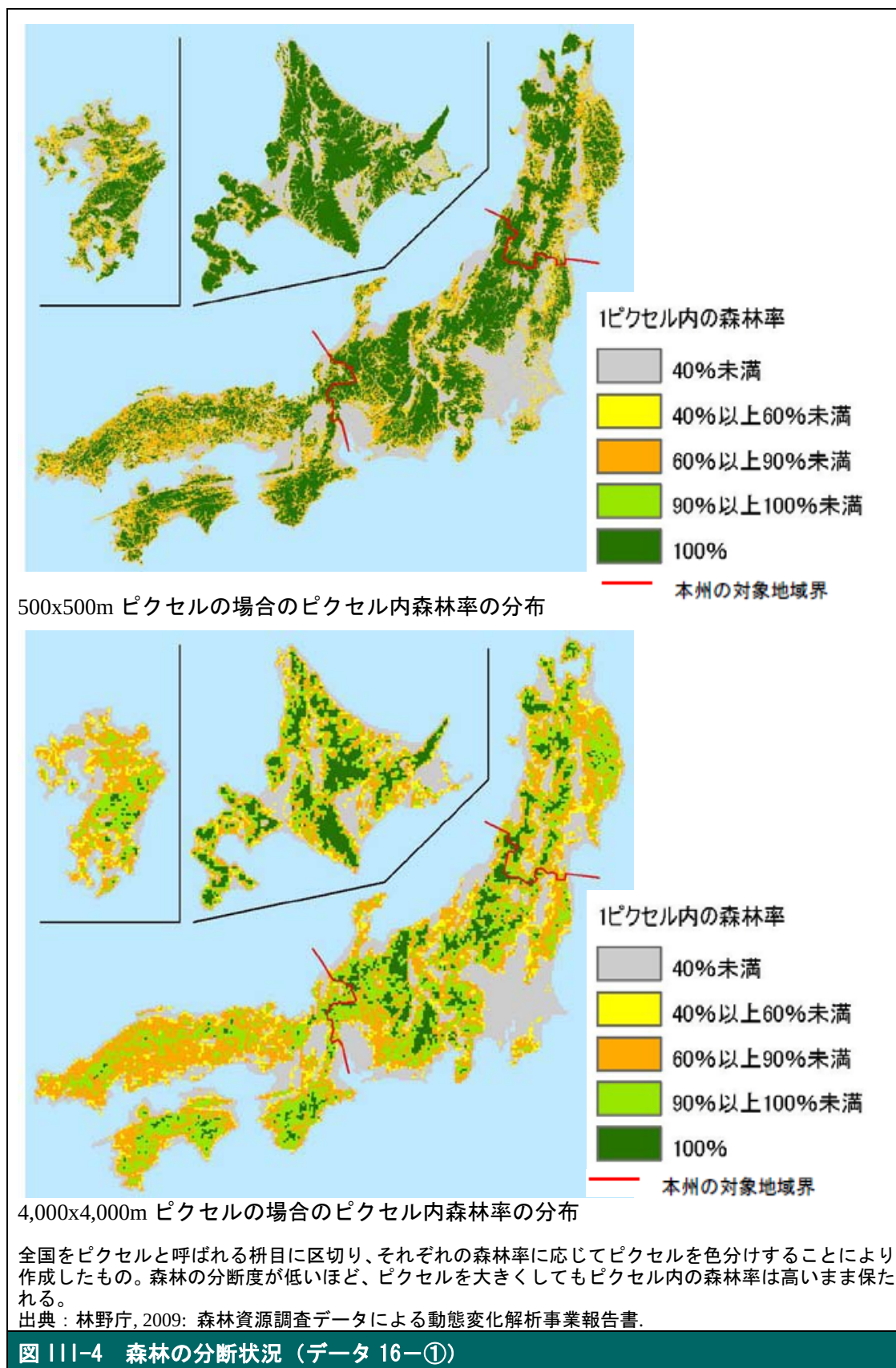
評価の理由

森林の連続性の低下は生物の移動と交流を妨げるため、生物多様性への影響が懸念されている。

現在、脊梁山脈に沿って連続性の比較的高い森林があり、農地、市街地といった他の土地利用や道路などにより分断された森林がこれを取り巻いている。北海道、東北、

中部地方では分断度が低く、関西、中国、九州地方では連続性の低い傾向がみられる（データ 16－①:図 III-4）。

現在では、開発圧力の緩和にともない分断化の進行速度は緩やかになっているといわれているが、高度経済成長期以降の森林伐採などの進展、人工造林の急速な進展による大規模な人工林との置き換えは自然性の高い森林を分断してきた^{1), 17)}。



指標 17 森林生態系に生息・生育する種の個体数・分布

指標の解説

- 森林生態系に生息・生育する種の個体数・分布は、「第1の危機」、「第2の危機」、「第3の危機」、「地球温暖化の危機」に関係する損失の状態を示す指標である。
- 開発・改変による森林の縮小や分断化（第1の危機）、捕獲・採集等の野生生物の直接的な利用（第1の危機等）、人間活動の縮小等による生態系の質の低下（第2の危機等）、外来種の影響（第3の危機）などは、森林に生息・生育する野生生物の個体数や分布をしばしば減少・縮小させる。

指標別の評価

- 一部の地域や一部の分類群については、森林に生息・生育する種の個体数は減少し、または分布が縮小している。

＊2（表 III-1 参照）： 分類群や種によって異なる傾向があり、損失の大きさや傾向の全体的な評価と異なるデータがあることに留意が必要である。

評価の理由

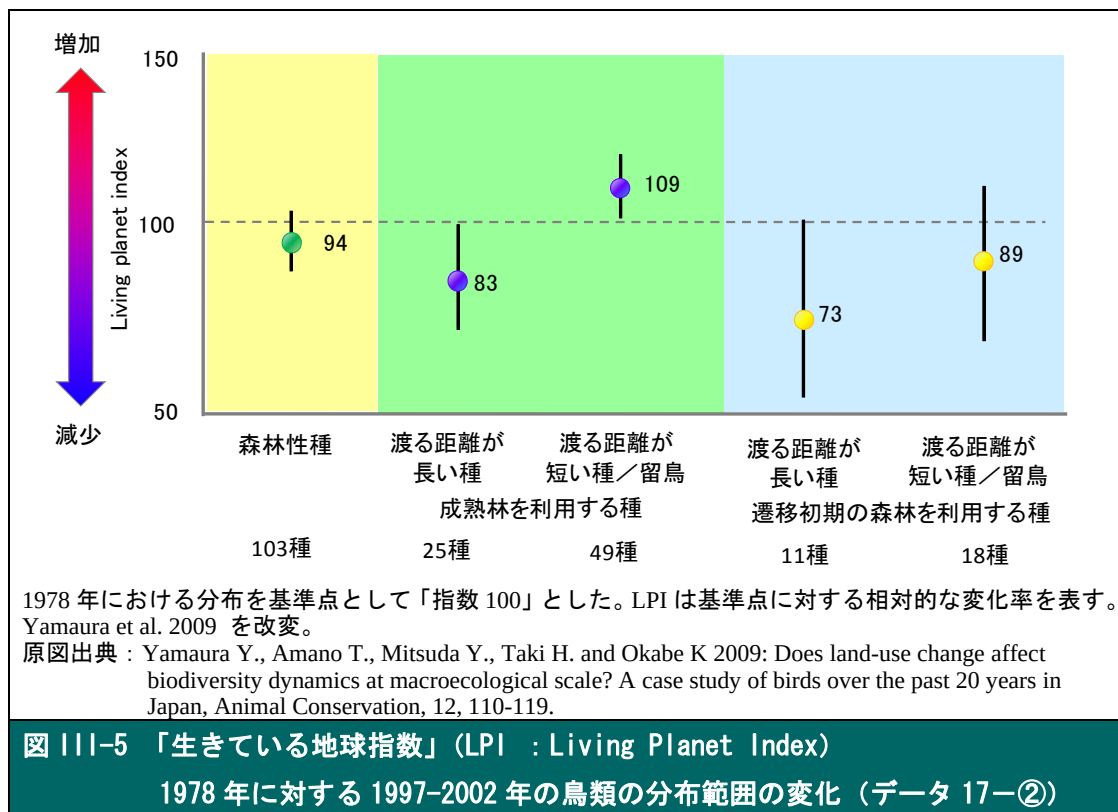
<森林の縮小、分断化にともなう変化>

自然性の高い森林（自然林・二次林）の減少、質の変化や分断化は森林性の動物などの種の組成、分布、個体数に変化をもたらす要因の一つとなっている^{18), 19), 20)}。例えば評価期間の前半の高度経済成長期において自然性の高い森林（自然林・二次林）の伐採にともなう大径木の減少や樹種の単純化は、自然の樹洞などを利用する森林性の生物や^{1), 21)}、自然林に生育する着生・林床性コケ植物などの植物を減少させた要因として指摘されている²²⁾。生息のために広い森林を必要とするヒグマ・ツキノワグマでは、1980年代以降北海道や東北地方での分布が拡大している一方で、紀伊半島・四国など個体群が孤立し人工林化が進んだ分布域では個体群の存続が危ぶまれている（データ 17-①:巻末）。評価期間後半には開発圧は低下しているが、生息に好適な落葉広葉樹林等の自然性の高い森林（自然林・二次林）の減少や分断化による森林性の種の分布の隔離や移動の制限²³⁾、繁殖率の低下や遺伝的多様性の損失は、依然として懸念されている²⁴⁾。

<森林利用の縮小にともなう変化>

利用・管理の縮小による二次林や人工林の環境の変化は、そこに生息・生育する生物の分布状況に影響を与えることが指摘されている^{25), 26), 27)}。例えば、森林性鳥類について「生きている地球指数」（LPI : Living Planet Index）²⁸⁾ を用いて 1978 年に対する 1997-2002 年の鳥類の分布範囲の変化をみると、遷移初期の環境を利用する種の分布範囲は顕著な減少を示している（データ 17-②:図 III-5）。また、東南アジアなど国外から渡来する種の分布範囲も減少傾向がみられる（データ 17-②）。また、人工林が

定期的に伐採・更新されなくなったことはイヌワシの繁殖に影響をもたらしたと指摘されている²⁹⁾。



<観賞目的の生物の乱獲・盗掘の影響>

高度経済成長期以降、国民の生活が豊かになったことでペットや園芸の需要が急速に増加し、希少種など一部の森林性動植物（昆虫類、ラン科植物など）の観賞目的の乱獲・盗掘が問題となっている。

<山岳地域への影響>

登山の対象となる一部の山岳において登山道周辺の裸地化の進行や、個体数が増加したシカによる高山の植生への影響が指摘される一方で^{5), 6)}、地球温暖化による気温の上昇や降水量の変化など複合的な影響にともない、高山植生が森林に変化する可能性も懸念されている。

BOX 7 登山道の裸地化への対策—大雪山における登山道整備

1990年代からの日本百名山ブーム等で一部の有名な山へ登山者が集中し、登山道の土壌侵食や周辺植生の破壊・消失が問題となった。また、利用集中と登山道荒廃への対処として登山道を整備した結果、周辺景観等になじまない過剰整備との批判が生じる例もあった。こうした状況に対し、環境省では平成11年度～13年度に「登山道のあり方検討会」を設置し、登山道整備・維持管理のレベル分けの考え方や、自然環境に配慮した登山道整備手法等を検討してきた。その結果、例えば大雪山国立公園では、ROS（Recreation Opportunity Spectrum）* を用いた登山道の管理水準の策定、近自然工法（伝統的な石組み技術）を用いた登山道整備等の対策が進められている。



近自然工法を用いた登山道整備

*ROS: 利用者のレクリエーション体験を考慮し、空間の質の違いに応じて地域区分を行って、それぞれの地域ごとに管理目標を設定するレクリエーション空間の計画・管理方法の概念³⁰⁾

指標 18 人工林の利用・管理

指標の解説

○人間活動の縮小による人工林の利用の低下や管理不足は生態系としての質を低下させ、森林の生物資源の状況に負の影響を及ぼす（第2の危機）。したがって、人工林の利用・管理の状況は、森林生態系における「第2の危機」に関する損失の状態を示す指標と考えることができる。

指標別の評価

○拡大造林後の人工林における森林資源の利用の縮小や管理の不足は、これらの生態系の質の低下につながった可能性がある。

評価の理由

＜林業生産活動の停滞＞

森林内の材積を表す森林蓄積量は、とりわけ人工林での増加によって 1960 年代の約 18.9 億 m^3 から現在の約 40.4 億 m^3 に倍増した（データ 15－②:図 III-2、18－①:巻末）。評価期間後半を通しての森林蓄積量の増加の背景には、人工林における樹木の成長量が多い一方で、1960 年の木材輸入の自由化と併せて国内の二次林、人工林で生産された木材の利用が低下し、国外からの木材の輸入によって国内需要を満たしていることがある。

評価期間の当初（1950 年代後半）には、高度経済成長にともなって建材等の需要が高まり、国内の針葉樹林・広葉樹林が大規模に伐採され、用材自給率は約 90%に達していた（データ 18－②:巻末）。しかし、1960 年代の自由化を境に木材輸入量は急増し、1980 年代後半以降は約 6～9 億 m^3 の間で推移した（データ 18－②:巻末）。用材自給率、素材生産量ともに 1960 年代を境に急減し、1990 年代後半以降はそれぞれ約 20%、約 50%に落ち込んだ（データ 18－②:巻末）。他方で、わが国の木材の輸入先国では森林の減少が問題として指摘されており（データ 18－③:巻末）、違法伐採材の流通を含め森林の伐採による木材輸出国の森林生態系への負の影響が指摘されるようになった³¹⁾。

国内の森林蓄積量の増加とともに、間伐を中心とした、植林、下刈、などの管理作業を要する齢級の人工林は増加しているが、間伐等の森林施業は不十分であると指摘されている³²⁾。人工林の管理放棄は下層植生を衰退させ、草食動物等や開けた土地を好む種の生息域を狭めることが懸念されている³²⁾。管理の縮小の背景として林業の採算性の低下等が指摘されている³²⁾。近年では生物多様性の保全を含めた森林計画の一環として 2007 年度から 6 年間で 3.3 万 km^2 の間伐の実施と多様な森林づくりを目標とした「美しい森づくり推進国民運動」などが推進されており、2007 年度における間伐の実施面積は約 5,210 km^2 であった。

3. 損失への対策

森林においては、保護地域の指定と管理による保護対策の強化、森林の連続性の確保のための生態系ネットワークの構築に関する取組、野生生物の生息地・生育地としての森林に着目した森林施業や保護増殖等が進められ、一定の効果をあげてきた。その一方で低下した森林の管理水準を回復させるための施策のより一層の充実をはじめ、引き続き取組を強化していくことが必要と考えられる。

＜森林における保護地域等＞

わが国の森林生態系は、例えば脊梁山地を中心に分布するような特に自然性の高い森林については、自然環境保全地域等、自然公園、鳥獣保護区、森林生態系保護地域などの保護地域による一定程度の保護が 1960 年代から進められてきた。また、秋田県の森吉山麓高原、紀伊半島の大台ヶ原などにおける森林の自然再生事業や、森林の連

続性の確保にも力を注いでおり、国有林における「緑の回廊」の設定など、分断化された森林をつなぐ生態系ネットワークの構築などの対策が実施されている。その一方で里地里山等の二次林や一部の自然性の高い森林、例えば沖縄本島北部や奄美大島の照葉樹林などはその大部分が保護地域とされていない。

＜森林に生息・生育する生物の保護と管理＞

森林に生息・生育する生物のうち、生息状況が懸念される一部の種については鳥獣保護法、種の保存法などによる捕獲等の規制や保護増殖の取組が進められている。また、個体数が過剰に増加した種による森林被害を防止するため、捕獲による個体数調整や被害防止施設の設置などが行われている。

＜生物多様性への配慮と持続可能な利用＞

保護林や緑の回廊の設定のほか、野生動植物の生息・生育環境に配慮した施業が国有林野の管理経営で推進されている。また、生態系や生物多様性に配慮した林業技術や森林施業の導入が始められている。例えば、森林の生物多様性の保全を含む多面的機能を発揮させるため、森林・林業基本計画の区分に応じた複層林施業などの生物多様性に配慮した林業技術の導入が進み、間伐の推進や、広葉樹林化、長伐期化などによる多様な環境を含む森林への誘導が開始されている。また施業の実施にあたっては、適切な森林経営や持続可能な森林経営をしている森林であることを示す森林認証の取得などの取組が始められている（BOX8 参照）。

BOX 8 森林認証制度

独立した第三者機関が、森林管理をある基準に照らし合わせ、それを満たしているかどうかを評価・認証していく制度を「森林認証制度」という。森林環境保全に配慮し、地域社会の利益にもかない、経済的にも継続可能な形で生産された木材を認証する。認証された木材・木材製品には認証機関のロゴマークが付けられ、それらを幅広く流通させることにより、認証機関のロゴマークが入った製品を購入した消費者も森林管理者も、森林保全に間接的に関与できる仕組みである。代表的な森林認証機関である FSC（Forest Stewardship Council、森林管理協議会）によれば、2009 年 9 月の時点で世界 82 カ国、991 カ所 1,156,056km²が同協議会による森林管理認証を受けている。日本では、2010 年 3 月の時点で、32 カ所 3,667km²の森林が森林管理認証を受けている。

（出典：森林管理協議会, 2010: 日本の FM 認証状況、同, 2010: 世界の認証状況。

<http://www.forsta.or.jp/fsc/>)

＜林業・山村の活性化等＞

林業・山村の活性化を通して林業生産活動の停滞などによる森林の管理水準の低下などに対応するため、国産材の利用の促進、新規就業者の確保や都市と山村の交流・定住の促進などが図られている。また、水源税や森林環境税などを導入する地方公共団体も増え、それによって間伐などの人工林管理や生態系保全を促進しようとする動きも顕著になってきた。

＜森林生態系における調査・情報整備＞

自然環境保全基礎調査などにより、森林や高山帯における調査・情報整備が進められている。わが国の代表的な生態系の長期的なモニタリングを行う「モニタリングサイト 1000」事業の「森林・草原」、「高山帯」の調査サイトで継続的なデータの収集が始められている。

引用文献

- 1) 安田雅俊, 2007: 絶滅のおそれのある九州のニホンリス, ニホンモモンガ, およびムササビ: 一過去の生息記録と現状および課題一, 哺乳類科学, 47, 195-206.
- 2) 前藤薫, 榎原寛, 1999: 温帯落葉樹林の皆伐後の二次遷移にともなう昆虫相の変化, 昆虫 ニューシリーズ, 2, 11-26.
- 3) 李玉春, 丸山直樹, 小金沢正昭, 神崎伸夫, 1996: 日光におけるニホンジカの越冬地拡大, 個体群成長と地球温暖化との関係, 野生生物保護, 2, 23-35.
- 4) 永田幸志, 2005: 丹沢山地札掛地区におけるニホンジカの行動圏特性, 哺乳類科学, 45, 25-33.
- 5) 中部森林管理局, 2007: 平成 18 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書, 109pp.
- 6) 中部森林管理局, 2008: 平成 19 年度南アルプス保護林におけるシカ被害調査報告書, 101pp.
- 7) 小泉透, 矢部恒晶, 井上晋, 2006: ニホンジカの採食がスズタケの動態に及ぼす影響, 九州森林研究, 59, 90-93.
- 8) 若原妙子, 石川芳治, 白木克繁, 戸田浩人, 宮貴大, 片岡史子, 鈴木雅一, 内山佳美, 2008: ブナ林の林床植生衰退地におけるリター堆積量と土壤侵食量の季節変化: ー丹沢山地堂平地区のシカによる影響ー, 日本林学会誌, 90, 378-385.
- 9) Takatsuki S, and T Gorai, 1994: Effects of Sika deer on the regeneration of *Fagus crenata* forest on Kinkazan Island, northern Japan., Ecological Research, 9, 115-120.
- 10) Tsujino R, and T Yumoto, 2004: Effects of sika deer on tree seedlings in a warm temperate forest on Yakushima Island, Japan., Ecological Research, 19, 291-300.
- 11) 福田健二, 2008: ブナ科樹木の萎凋枯死被害 (ナラ枯れ)の研究と防除の最前線, 森林技術, 790, 36-37.
- 12) 藤田和幸, 2005: マツ材線虫病被害拡大への温暖化の影響, 森林総合研究所東北支所研究情報, 4, 1-6.
- 13) 中村浩志, 2007: ライチョウ *Lagopus mutus japonicus*. 日本鳥学会誌, 56, 93-114.
- 14) 田中信行, 八木橋勉, 杉田久志, 藤田和幸, 林哲, 埤田宏, 2003: 森林生態系への影響と森林管理, 遺伝, 17, 109-118.
- 15) Miyamoto A, and S Makoto, 2008: The influence of forest management on landscape structure in the cool-temperate forest region of central Japan. Landscape and urban planning, 86, 248-256.
- 16) 西園朋広, 吉田茂二郎, 今田盛生, 2000: 霧島山系におけるモミ・ツガ天然林の分布状況の変遷, 日林九支研論集, 53, 17-19.

- 17) Nagaike T, and T Kamitani, 1999: Factors affecting changes in landscape diversity in rural areas of the *Fagus crenata* forest region of central Japan, *Landscape and Urban Planning*, 43, 209-216.
- 18) Yamaura Y, S Ikeno, M Sano, K Okabe, K Ozaki, 2009: Bird responses to broad-leaved forest patch area in a plantation landscape across seasons, *Biological Conservation*, 142, 2155-2165.
- 19) Iida S, and T, Nakashizuka, 1995: Forest fragmentation and its effect on species diversity in sub-urban coppice forests in Japan, *Forest Ecology and Management*, 73, 197-210.
- 20) 山浦悠一, 2007: 広葉樹林の分断化が鳥類に及ぼす影響の緩和, -人工林マトリックス管理の提案-, 日本森林学会, 89, 416-430.
- 21) 安井さち子, 上條隆志, 繁田真由美, 佐藤洋司, 2000: 栃木県におけるヒメホオヒゲコウモリ *Myotis ikonnikovi Ognev* の分布と現存植生図を用いた分布の解析, 哺乳類科学, 40, 155-165.
- 22) 環境庁, 2000: 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物—レッドデータブック—9 (植物 II 維管束植物以外), 財団法人自然環境研究センター.
- 23) 伊勢紀, 三橋弘宗, 2006: モリアオガエルの広域的な生息適地の推定と保全計画への適用, 応用生態工学, 8, 221-232.
- 24) 山根明弘, 1999: 哺乳類における遺伝的劣化と絶滅, 哺乳類科学, 39, 45-53.
- 25) 大久保悟, 神山麻子, 北川淑子, 武内和彦, 2003: 多摩丘陵におけるコナラ二次林および林縁の草本層種構成と微地形との対応, ランドスケープ研究, 66, 537-542.
- 26) Yamaura Y, K Katoh, G Fujita, and H Higuchi, 2005: The effect of landscape contexts on wintering bird communities in rural Japan, *Forest Ecology and Management*, 216, 187-200.
- 27) 前藤薫, 槇原寛, 1999: 温帯落葉樹林の皆伐後の二次遷移にともなう昆虫相の変化, 昆虫 ニューシリーズ, 2, 11-26.
- 28) Loh J, R E Green, T Ricketts, J Lamoreux, M Jenkins, V Kapos and J Randers, 2005: The living planet index: using species population time series to track trends in biodiversity, *Phil. Trans. R. Soc. B*, 360, 289-295.
- 29) 由井正敏, 2007: 北上高地のイヌワシ *Aquila chrysaetos* と林業, 日本鳥学会誌, 56, 1-8.
- 30) 八巻一成, 広田純一, 小野理, 庄子康, 土屋俊幸, 山口和男, 2003: 山岳自然公園における ROS 概念を用いた地域区分手法, 日本林学会誌, 85, 55-62.
- 31) Hembery R, A Jenkins, G White, and B Richards, 2007: Illegal logging: Cut it Out, WWF-UK.
- 32) 森林における生物多様性保全の推進方策検討会, 2009: 森林における生物多様性の保全及び持続可能な利用の推進方策, 林野庁.

第 2 節 農地生態系の評価

本節では、評価期間中（1950 年代後半～現在）の農地生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を 3 つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 農地生態系における損失の評価

- 農地生態系の状態は、1950 年代後半から現在に至る評価期間において損なわれており、長期的には悪化する傾向で推移している。
- 主に評価期間前半に進んだ宅地等の開発や農業・農法の変化によって、農地生態系の規模の縮小や質の低下がみられた（第 1 の危機）。
- 主に評価期間前半に進んだ草原の利用の縮小、主に評価期間後半に進んだ農地の利用の縮小によって、農地生態系の規模の縮小や質の低下がみられた（第 2 の危機）。
- 現在、社会経済状況の変化によって、開発・改変や農業・農法の変化による圧力は低下しているが、継続的な影響が懸念される。また、農地等の利用・管理の低下による影響が増大することが懸念される。

2. 評価の理由

本評価において、農地生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、指標別の評価は以下のとおりである。

表 III-2 農地生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 損失と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
農地生態系の指標	指標 19 農地生態系の規模・質			 *1
	指標 20 農地生態系に生息・生育する種の 個体数・分布			 *2
	指標 21 農作物・家畜の多様性			

注：評価期間当初（1950 年代後半）の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
				
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失
				

注：視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注：損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

注：「＊」は、当該指標に関連する要素やデータが複数あり、全体の損失の大きさや傾向の評価と異なる傾向を示す要素やデータが存在することに特に留意が必要であることを示す。

* 1：指標 19 の評価を参照

* 2：指標 20 の評価を参照

指標 19 農地生態系の規模・質

指標の解説

○農地生態系の規模・質は、主に農地生態系における「第 1 の危機」、「第 2 の危機」に関係する損失の状態を示す指標であるが、「第 3 の危機」にも関係しうる。

- 農地生態系を構成する農地や草原などの要素の開発・改変は、農地生態系の規模を縮小させる。水路・ため池等における水質の悪化は、農地生態系の質を低下させる（第1の危機）。
- 農地生態系における人間活動の縮小は、モザイク状の景観を構成する農地や草原などの生態系の構成要素の規模を縮小させ、質を低下させる（第2の危機）。

指標別の評価

○宅地等の開発・改変や利用の縮小による農地や草原等の面積の減少、農業・農法の変化により、長期的には悪化する方向で推移している。現在、「第1の危機」に関しては全国的に開発の圧力が低下しているが、小規模あるいは地域的な開発は継続している。管理が行われなくなることにより、里地里山における農地や周辺の二次林の質が低下する傾向にあることが懸念される。ただし、人間による利用の歴史が浅い北海道では当てはまらない点が多い。

*1（表 III-2 参照）：農地生態系の要素である水路、ため池については全体的な評価より損失が大きい可能性があり、特に留意が必要である。

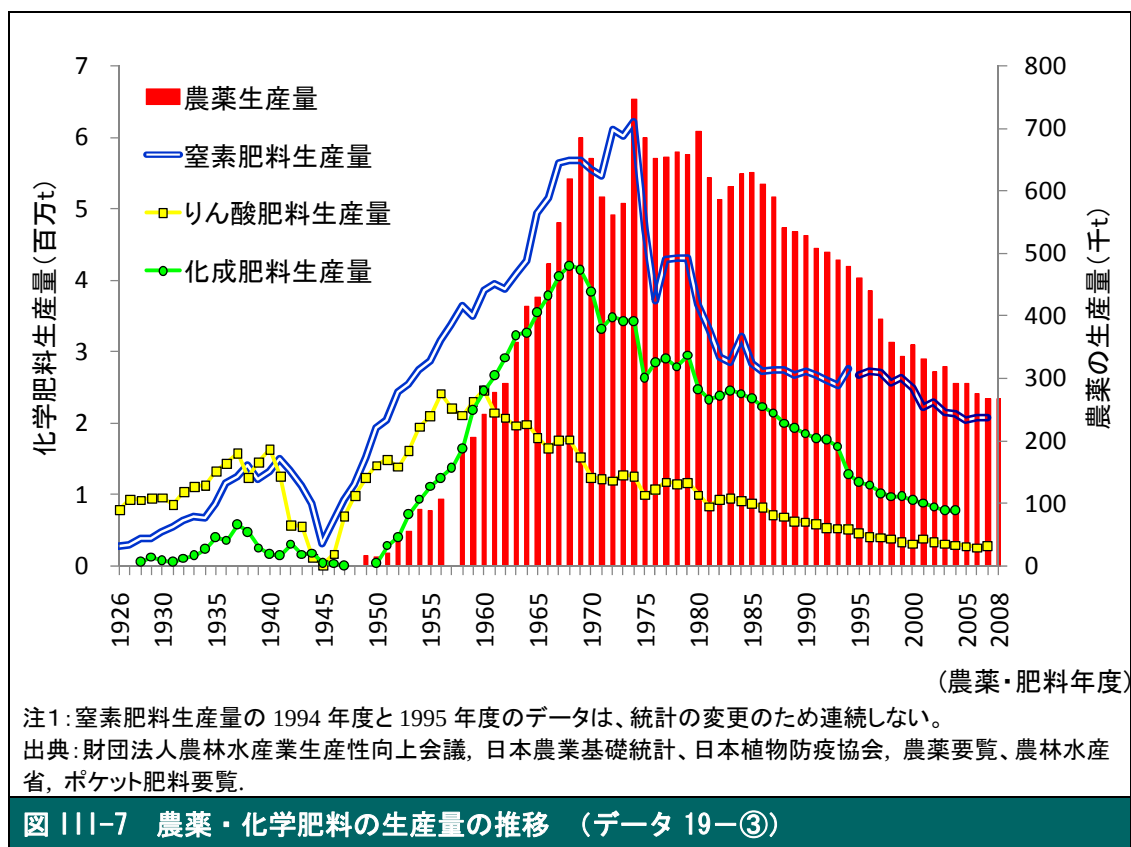
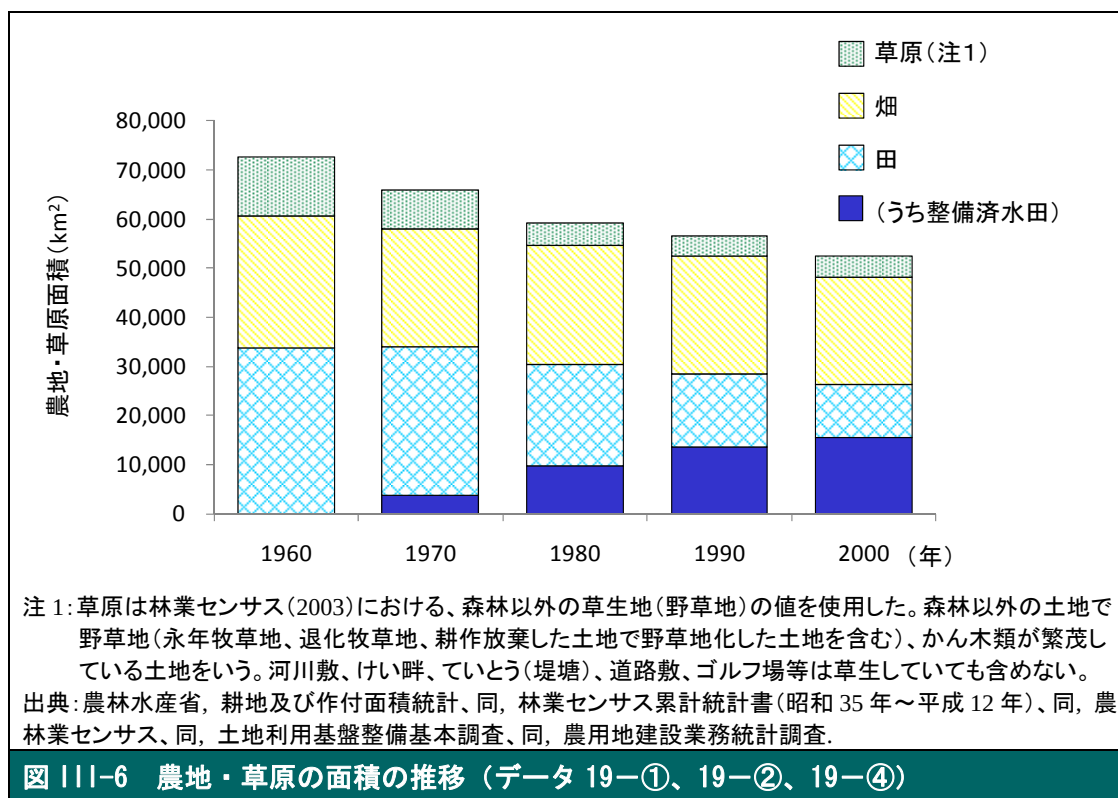
評価の理由

<農地の減少>

評価期間中に、農地の面積は大幅に減少した（データ 19-①:図 III-6,巻末）。1960 年頃には農地の面積は 6.1 万 km² 程度であったが、その後、北海道を除く地域で田を中心に減少が続き 2000 年代には 5 万 km² を下回った。1980 年代以降は畑も減少傾向に転じ、1990 年代からは北海道でも農地の面積が減少する傾向にある。その背景には、高度経済成長期やバブル経済期における宅地や工業用地等への転用、近年の農家数や農業就業人口の減少があるとされている。

<農業・農法の変化>

評価期間前半から、農業生産の経済性や効率性を高めるための農地や水路の整備が進められた。水田では特に 1960 年代から 1970 年代後半に急速に整備面積が拡大し、2000 年代には整備率が 60% に達した（データ 19-②:図 III-6,巻末）。整備面積は東日本で大きい。経済性や効率性をより重視した農地や水路の整備は、例えば、河川、水路、ため池、水田などを行き来していた生物の移動を妨げ^{1), 2), 3), 4), 5)}、区画の拡大は畔や水路を減少させ生息・生育環境としての多様性を損ない^{1), 3), 6), 7)}、それらの影響によって栄養段階の上位の生物の餌資源の減少をもたらしたと指摘されている^{8), 9)}。また、農薬や化学肥料の不適切な使用は農地やその周辺に生息する生物に影響を与えてきた。特に 1990 年代以降はこれらの生産量は低下しているものの（データ 19-③:図 III-7）、影響は現在も懸念され続けている¹⁰⁾。



＜農地等の利用の低下＞

評価期間全般を通じて、農地生態系の構成要素である水田や畑等の農地、水路・ため池、農用林等の森林、採草・放牧地等の草原等が利用されなくなることによる生態系の規模の縮小や質の低下によるモザイク性の消失が懸念されている¹¹⁾（コラム「里地里山の生態系におけるモザイク性」参照）。

堆肥の採取などのために利用されてきた農地周辺の二次林（農用林）は、評価期間前半における化学肥料の普及などにより利用されなくなったと指摘されている¹²⁾。

草原は 20 世紀初頭には 2.5 万～4.5 万 km² 前後あったと推定されているが¹³⁾、評価期間前半の 1960 年代には約 1.2 万 km² に、1980 年代には約 4,000km² に急減した（データ 19－④:巻末）。草原の減少の背景としては、屋根葺き、牛馬などの放牧等に用いられていた二次草原（ススキ草原、カヤ場など）の利用が、主に評価期間前半の農業・農法の変化などによって縮小したことが指摘されている。使役牛は、1950 年代から 1960 年代にかけて大幅に減少した（データ 7－④:巻末）。

評価期間後半には農地の利用も縮小し、耕作放棄地が増加するようになった（データ 7－②:図 II-13）。

ため池は、比較的小規模で、農業利用による定期的な減水・干出などの攪乱があるため、水草群落や水生昆虫の生息・生育場所として重要である¹⁴⁾。ため池は 1950 年代前半から 1980 年代後半にかけて約 4 分の 1 にあたる約 10 万箇所が減少している（データ 19－⑤:巻末）。また、ため池における水質・底質の富栄養化の影響も指摘されている¹⁵⁾。

コラム：里地里山の生態系におけるモザイク性

近代土木工事の技術が発達する近世以前には、水田は、河川がつくる谷筋や沖積平野の氾濫原に、その自然的な条件を活かして開発された。地形が変化に富み降水量の多い日本では、氾濫原には大小の池沼、一時的な水たまりなどの湿地や明るい空き地が氾濫に応じて形成され、変化に富んだ環境が維持された。水田が作られたとき、魚貝類、水生昆虫、水草などは水田・ため池・水路などにも生息の場を拡大した。氾濫原には止水域に加えて、河畔林や湿生草原が存在する。

稲作が重要な生業(なりわい)となったのち、水田や畑(ノラ)のまわりには水を得るためのため池や水路だけでなく、多くは共有地として管理された肥料、燃料、建材などを調達するための雑木林や草原(ヤマ)が配され、多様な環境からなる複合的な農地生態系がつくられた。氾濫原にみられた環境要素のセットを管理しつつ利用する場合もあれば、丘陵地の樹林やススキ草原がヤマとして利用・管理された場合もある。平坦地の新田開発では、各戸に割り当てられた田畑、草地、樹林地が幾何学的な地割りで配置されることもあった。様々なバリエーションがありつつも、稲作を中心とする農業と生活に必要な植物資源および水資源を確保するための場所、すなわち、樹林、草原、ため池などが集落・農地と近接して存在するモザイク的な土地利用がいわゆる里地里山のランドスケープを特徴づけている。

ヒトが必要とする資源の供給に適正な規模をもつモザイク状の複合生態系である里地里山は、ハビタット間の多様性が高いことが期待される。樹林が水田を含む水辺や草原と接する環境がふんだんに存在することから、

幼生は水中で、成体は樹林で暮らすトンボ類や両生類、樹林に営巣し草原や水田付近で餌をとる猛禽類など2タイプの生息場所を必要とする二重生活者(dual dueller)も生活できる。近代以降拡大したモノカルチャーの農地や樹林地とは大きく異なるこのような農地生態系は、今後の農業の持続可能性と生物多様性について考える上で大きな示唆を与えてくれる。モノカルチャーが生物多様性の保全と持続可能な利用とは相容れないことが次第に明らかになり、ヨーロッパの農業環境政策では、農地生態系に生け垣、草地など、農地以外の土地利用を確保して異質性を確保する努力がなされるようになった。また、熱帯域におけるプランテーション開発では自然林をある程度残すことが推奨されている。

日本の里地里山に限らず伝統的な農地生態系は、農地以外に樹林、湿地、草地など自然性の高い土地利用を含み、空間異質性が高い。そのような空間異質性を考慮した指数(SATOYAMA インデックス)を計算してみると、日本を含む東アジアから東南アジアの沿岸域・島嶼、イベリア半島の北部、スコットランド、東欧、北アメリカ東部などは比較的高い値が得られる。それに対して北アメリカ中央平原、インド、オーストラリアなどは値が低くモノカルチャーの農地が広がっていることがわかる。この指数は、日本においてはサシバの生息の有無、両生類の種数、およびイトトンボの種数と有意な正の関係をもつことが示されている(鷲谷・角谷 未発表)。

(委員 鷲谷いづみ)

指標 20 農地生態系に生息・生育する種の個体数・分布

指標の解説

- 農地生態系に生息・生育する野生動植物の種の個体数・分布の変化は、農地生態系における「第1の危機」、「第2の危機」、「第3の危機」に関する損失の状態を示す指標である。
- 農地生態系における農地等の開発・改変や水質の悪化（第1の危機）、人間活動の縮小（第2の危機）、外来種の影響（第3の危機）などによって、農地やその周辺の二次林、二次草原、水路・ため池などに生息・生育する野生生物の種の個体数や分布が減少することで、種の多様性などが損なわれる。

指標別の評価

- 農地や草原等の面積の減少、農業・農法の変化にともない、農地に生息・生育する種の分布や個体数は、長期的に減少する方向で推移したと懸念される。特に、水田、水路、ため池など農地に関連する水辺環境を利用する一部の生物について状況の悪化が懸念される。

*2（表 III-2 参照）：分類群や種によって異なる傾向があり、損失の大きさや傾向の全体的な評価と異なるデータがあることに特に留意が必要である。

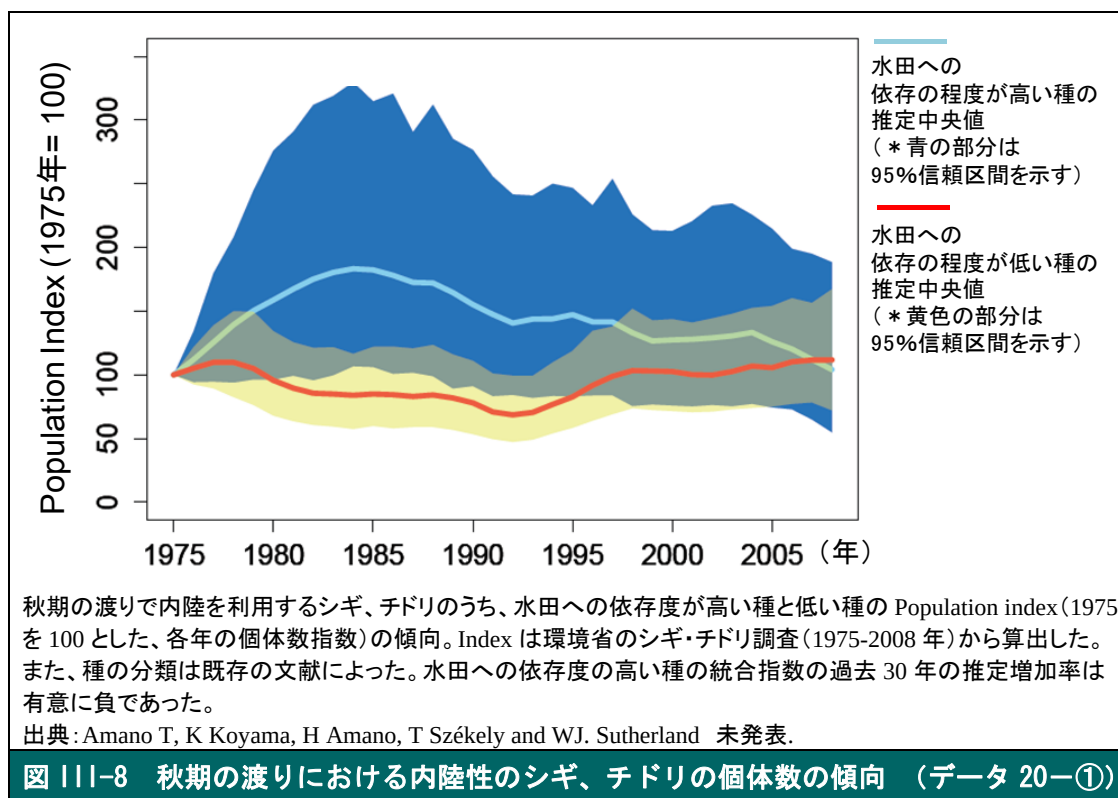
評価の理由

<農地等の規模の縮小や農業・農法の変化の影響>

農地の規模の縮小と農業・農法の変化、水路の人工化にともなって、農地やその周辺に生息・生育する生物種の分布の縮小、個体数の減少が進行し、近年、絶滅が危惧されるようになった種も多い^{2), 16)}。例えば、水田と水路や河川を行き来するアユモドキなどの水生動物やこれを餌とする動物¹⁷⁾、水際に生息するダルマガエルなどの両生類^{18), 19), 20)}、二次草原に生息・生育するオキナグサなどの植物や動物^{21), 22)}、ため池に生息するゲンゴロウ類などの水生昆虫や²³⁾、ヒツジグサなどの水生植物の減少等が指摘されている²⁴⁾。ため池では外来種の侵入の影響も報告されている⁷⁾。

水田を利用する鳥類のうちシギ・チドリ類における秋の渡りの時期の個体数は、評価期間後半の1975年以降から現在にかけて減少する傾向にある（データ 20-①:図 III-8）。農法の変化、農地や水路の整備や耕作放棄地の増加がこの要因の一つとして指摘されており、例えば、渡りの時期に採食に利用できる湿った水田の減少の影響があるといわれている。

農法の一環として取り入れられた外来種が野外に定着し、拡大した場合には、もともと生息・生育する在来種に負の影響をもたらす可能性が指摘されている。例えば野菜の授粉のために輸入されたセイヨウオオマルハナバチによる在来種との競合は在来種と植物の間の生物間相互作用を妨げることが懸念されている^{25), 26)}。



BOX9 スズメが減っている？

身近な鳥であるスズメが身の回りから減っている可能性が各地で示唆されている。スズメの個体数の減少について、研究者が定性的な情報と環境省の「自然環境保全基礎調査データ」の第2回（1974～1978年）と第6回（1997年～2002年）、有害鳥獣駆除および狩猟羽数の推移や農水省の農作物被害の推移などの定量的な情報を用いて



群れでとまるスズメ
(撮影：三上修)

全国規模での検証を行ったところ、現在のスズメの個体数は1990年頃と比較すると20%から50%になったと推測された。また根拠となるデータは不十分であるものの、1960年頃と比較した場合には10%程度になったと推測された。スズメの減少の背景には、営巣場所となる樹洞や木造建築の減少、空き地や草原の減少、また水田などの農地の減少や集約化、農法の変化による稲干しの減少やコンバインの普及による落ち穂の減少などといった生息環境の変化など様々な理由が挙げられており、減少の解明には今後のさらなる研究が待たれる。

(出典：三上修, 2009: 日本におけるスズメの個体数の減少の実態, 日本鳥学会誌, 58, 161-170.)

<中大型哺乳類の増加・拡大等>

農山村の過疎化、高齢化によって里地里山における人間活動が低下し、耕作放棄地の増加による生息適地の拡大、狩猟者の減少や高齢化による捕獲圧の低下などにもなって、1980年代以降、サル、シカやイノシシなどの中大型哺乳類の個体数が増加し分布が拡大した。中大型哺乳類の増加・拡大は、アライグマなど侵略的外来種の定着・拡大とともに、自然植生への影響だけではなく農業被害などの人との軋轢（あつれき）を引き起こしている^{27), 28), 29)}。

指標 21 農作物・家畜の多様性

指標の解説

○農作物・家畜の多様性は、「第1の危機」、「第2の危機」、「第3の危機」、「地球温暖化の危機」に分類されないが、農地生態系における生物多様性の状態を示す指標である。

○地域の環境特性に応じて長期にわたり栽培されてきた地方品種等の減少は、生物資源としての農作物の種や遺伝子の多様性を損なう。

指標別の評価

○在来の地方品種等が失われたことについての直接的なデータはないが、従来わが国で栽培されてきた一部の雑穀や野菜の地方品種等が栽培されなくなり、家畜の在来品種は飼育されなくなっている。

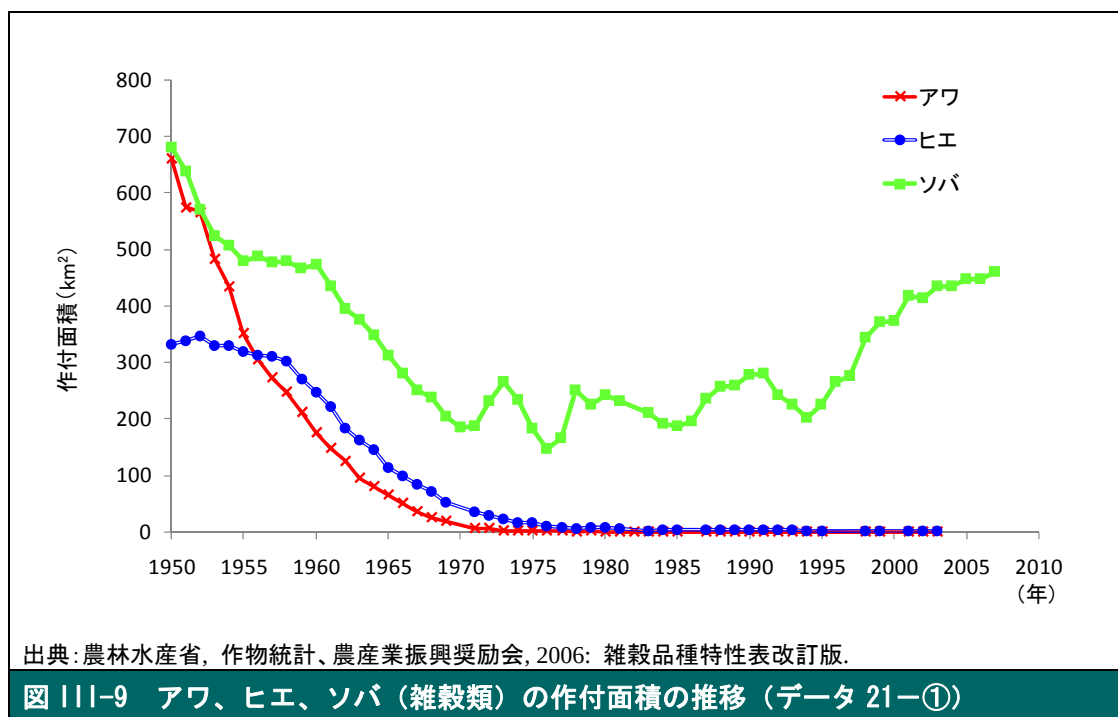
評価の理由

生産性の向上や品種の単一化が図られる中で、長い期間にわたり各地域の農家で栽培・飼育されていた農作物や家畜、家禽の地方品種等が減少してきたとされている。例えば、伝統的な農業形態である焼畑農業によって栽培されていたアワ・ヒエなどの雑穀の栽培は、評価期間前からその前半にかけての焼畑の減少にともなって急速にみられなくなった。焼畑が全国に 100km²程度は残されていた 1950 年代には³⁰⁾、アワやヒエの栽培面積は数百 km²に及んでいたが、その後 1970 年頃までに急減し、またソバの栽培面積も 1970 年代までに一時的に落ち込んだ（データ 21-①:図 III-9）。

また、ウマは、古墳時代に大陸から日本に導入されたと考えられ、その後、江戸時代まで、大きな改良を加えられることなく、農耕、運搬など役畜（えきちく）、厩肥（きゅうひ）生産、騎馬として使われてきたとされている³¹⁾。明治時代に入って、日本の在来馬は西洋馬との交配が進められ、50 ほどの産地名で呼ばれていた各地の在来馬は減少し多くは姿を消した。第二次世界大戦後は、自動車の発達と農業の機械化により役畜としてのウマそのものが減少したとされている³¹⁾。ウマの飼育頭数は、2004 年には 10 万頭台を割り、2006 年には約 8.6 万頭とされている。このうち日本の在来馬は 8 品種（与那国馬（よなぐにうま）、宮古馬（みやこうま）、トカラ馬、御崎馬（みさきうま）、対州馬（たいしゅううま）、野間馬（のまうま）、木曽馬（きそうま）、北海道和種が、合計で約 2,000 頭残されているだけである³¹⁾。

ウシは、6 世紀頃に朝鮮半島から導入されたと考えられ、その後は、主に農耕や運搬など役畜として使われてきたとされている。明治から大正時代に、在来のウシにヨーロッパ産などのウシが交配され、黒毛和種などに代表される現在の「和牛」が成立し、日本全国で飼育されるようになった³²⁾。現在、主に肉牛や乳牛として約 440 万頭が飼育されている。このうち日本の在来牛は見島牛（みしまうし）と口之島牛（くちのしまうし）の 2 品種で、それぞれ 100 頭以下が維持されているにとどまる³²⁾。

近年、動物園が協力するなどして、これらの品種の保存の努力が始まっている。



3. 損失への対策

農地においては、生物多様性の保全に資する農法を普及する取組が始まっており、エコファーマーの認定件数も着実に増加しているが、このような取組が広く普及し、国土の農地全体の生物多様性を大きく改善するにはまだ時間を要すると考えられる。過疎化等にもなう担い手の減少への対策、過去に改変を受けた農地への対策はより一層の充実が必要と考えられる。

<農地等における生息地・生育地等の規模の確保>

農地は保護地域指定による保全になじみにくい面もあり、保護地域のカバー率は低い一方で、農地法などによって農地を他用途に転用することは規制されている。

また文化財保護法や景観法による農村景観の保全・再生・維持、農地やその周辺に生息・生育する絶滅危惧種の一部について種の保存法などによる保護増殖が進められている。近年では阿蘇の草原の再生に代表されるような、農地生態系における野生生物の生息地・生育地やそのネットワークの確保等の取組が開始されている。

<農地における生物多様性に配慮した事業、持続可能な農業>

2001年の土地改良法改正により、圃場（ほじょう）整備などの事業実施にあたっては環境との調和に配慮することが原則化され、他方では農薬について登録時の毒性な

どの審査、農薬使用基準の設定などが行われるなど、部分的に生物多様性保全への配慮が推進されているといえる。

また、営農にあたっては、化学肥料・農薬を使用しないこと等を基本として、環境への負荷をできる限り低減した環境保全型農業として「エコファーマー」の認定が進められており、既に 19 万件以上のエコファーマーが認定されている。また、水田の冬期湛水など生物多様性をより重視した農業生産の取組が始められている（BOX 10 参照）。営農にあたっての取組が全国的に広がることが期待される一方、これらが生物多様性保全などに果たす効果をモニタリングする必要がある。

BOX 10 生物に優しい農業 - 環境保全型農業

環境に優しい農法を「環境保全型農業」という。より正確にいうと「農業の持つ物質循環機能を生かし、生産性との調和などに留意しつつ、土づくり等を通じて化学肥料、農薬の使用等による環境負荷の軽減に配慮した持続的農業」である。その一環として、近年、耕作を行わない冬期間の水田に水を張り、雑草を抑制することで除草剤や化学肥料の使用を低減させる効果が期待される冬期湛水（とうきたんすい）が各地で行われている。

冬期湛水は別名「ふゆみずたんぼ」とも呼ばれている。水田の湿地としての機能を保つことで、ガンカモ類、ハクチョウ類、ツル類の越冬場所や、野生個体群の復帰を目指すトキ、コウノトリの採食場所としての役割も期待されている。研究者が茨城県霞ヶ浦沿岸の水田地帯で乾田と湛水田の鳥類の利用調査を行ったところ、乾田には水鳥の生息は全くみられなかった一方で、湛水田では多くの水鳥とともに陸鳥も飛来し、採食場として利用されたという結果が得られた。鳥類の利用状況の違いは湛水による水田表面層や土壌中のイトミミズや昆虫類、ヒル類の増加に由来したことが示唆され、冬期湛水の鳥類の越冬環境としての水田の機能を高める効果が明らかにされつつある。

（出典：前田 琢，吉田 保志子，2009：水田の冬期湛水がもたらす鳥類への影響，日本鳥学誌，58，55-64.）

<農地等における人間活動の維持>

農地生態系においては、利用による自然環境の適度な攪乱を維持する必要があり、生物多様性をより重視した持続可能な農業生産や、野生鳥獣の保護管理等が進められている。野生鳥獣による農業被害を防止するため、人と鳥獣の棲み分けを進めるなどの観点から鳥獣の生息環境管理や個体数調整、被害防除が総合的に取り組まれている。

また農業や農村の活性化を目的として農地・水路などの維持管理の不足に対応できるように、地域の共同活動や耕作放棄地の発生防止に対する支援や農村景観の保全・形成、自然環境の再生のための保全再生活動を行っている NGO などに対する支援などが進められ始めている。全ての農地生態系について、かつてのような維持管理をしていくことは現実的ではない部分もあり、一部の二次林等を自然の遷移にゆだねることも検討されている。

＜農地生態系におけるモニタリング等＞

農林水産省生物多様性戦略（2007 年 7 月）は、農林水産業の生物多様性への正負の影響を把握するための科学的根拠に基づく指標や、関連施策を効率的に推進するための生物多様性指標の開発を検討することとしており、すでに関連する研究も進められている。

また、里地に代表される農地生態系における調査・情報整備を進めるため、農林水産省や環境省によって田んぼの生きもの調査、自然環境保全基礎調査などが実施されている。「モニタリングサイト 1000」事業の里地の調査サイトで継続的なデータの収集が始められている。

引用文献

- 1) 水谷正一, 2000: ドジョウの水田への遡上 (農村環境整備センター (編) 農村と環境 16), 70-76.
- 2) 根岸淳二郎, 萱場祐一, 塚原幸治, 三輪芳明, 2008: 指標・危急生物としてのイシガイ目二枚貝: 生息環境の劣化プロセスと再生へのアプローチ, 応用生態工学, 11, 195-211.
- 3) 斉藤憲治, 片野修, 小泉顕雄, 1998: 淡水魚の水田周辺における一時的水域への侵入と産卵, 日本生態学会誌, 38, 35-47.
- 4) 神宮宇寛, 近藤正, 沢田明彦, 森誠一, 1999: 小規模湧泉におけるイバラトミヨの生息と保全, 応用生態工学, 2, 191-198.
- 5) 鈴木正貴, 水谷正一, 後藤章, 2001: 水田水域における淡水魚の双方向移動を保証する小規模魚道の試作と実験, 応用生態工学, 4, 163-177.
- 6) 松井明, 佐藤政良, 2004: 茨城県下館市の水田圃場整備によって造成された排水路系における水生生物の分布, 保全生態学研究, 9, 153-163.
- 7) Yonekura R, M Kita and M Yuma, 2004: Species diversity in native fish community in Japan: comparison between non-invaded and invaded ponds by exotic fish, Ichthyological Research 51, 176-179.
- 8) 藤岡正博, 1998: サギが警告する田んぼの危機 (江崎保男・田中哲夫 (編) 水辺環境の保全ー生物群集の視点からー, 朝倉書店), 35-51.
- 9) 山本浩伸, 大畑孝二, 桑原和之, 2002: 片野鴨池で越冬するマガモの採食範囲ー片野鴨池に飛来するカモ類の減少を抑制するための試みⅡー, Strix, 20, 13-22.
- 10) 神宮宇寛, 上田哲行, 五箇公一, 2009: フィプロニルとイミダクロプリドを成分とする育苗箱施用殺虫剤がアキアカネの幼虫と羽化に及ぼす影響, 農業農村工学会論文集, 77, 35-41.
- 11) 鷺谷いづみ, 氾濫原湿地の喪失と再生: 水田を湿地として活かす取り組み, 地球環境, 12, 3-6.
- 12) 井出任, 守山弘, 原田直國, 1992: 農村地域における植生配置の特性と種子供給に関する生態学的研究, 造園雑誌, 56, 28-38.
- 13) 養父志乃夫, 2009: 里地里山文化論, 上, 循環型社会の基層と形成, 社団法人 農山漁村文化協会, 215 pp.
- 14) 嶺田拓也, 石田憲治, 2006: 希少な沈水植物の保全における小規模なため池の役割, ランドスケープ研究, 69, 577-580.
- 15) 中曽根英雄, 山下泉, 黒田久雄, 加藤亮, 2000: 茶園地帯の過剰窒素施肥がため池の水質に及ぼす影響, 水環境学会誌, 23, 374-377.

- 16) Ueta M, R Kurosawa, and H Matsuno, 2006: Habitat Loss and the Decline of Grey-faced Buzzards (*Butastur indicus*) in Tokyo, Japan., *Journal of Raptor Research*, 40, 52-56.
- 17) 環境省（編）, 2003: 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物ーレッドデータブック-4（汽水・淡水魚類）, 財団法人 自然環境研究センター.
- 18) 長谷川雅美, 1998: 水田耕作に依存するカエル群集（江崎保男, 田中哲夫（編）, 水辺環境の保全, 朝倉書店）, 53-66.
- 19) Fujioka M, and SJ Lane, 1997: The impact of changing irrigation practices in rice fields on frog populations of the Kanto Plain, central Japan, *Ecological Research*, 12, 101-108
- 20) Lane SJ, and M Fujioka, 1998: The impact of changes in irrigation practices on the distribution of foraging egrets and herons (*Ardeidae*) in the rice fields of central Japan, *Biological Conservation*, 83, 221-230.
- 21) 環境庁（編）, 2000: 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物ーレッドデータブック-8（植物 I（維管束植物））, 財団法人 自然環境研究センター.
- 22) 由井正敏, 2007: 北上高地のイヌワシ *Aquila chrysaetos* と林業, *日本鳥学会誌*, 56, 1-8.
- 23) 西原昇吾, 荻部治紀, 鷺谷いづみ, 2006: 水田に生息するゲンゴロウ類の現状と保全, *保全生態学研究*, 11, 143-157.
- 24) 角野康郎, 2007: 達古武沼における過去 30 年間の水生植物相の変遷, *陸水学雑誌*, 68, 105-108.
- 25) 鷺谷いづみ, 1998: 保全生態学からみたセイヨウオオマルハナバチの侵入問題, *日本生態学会誌*, 48, 73-78.
- 26) 村中孝司, 鷺谷いづみ, 2006: 日本における外来種問題の現状と課題：一特に外来緑化植物シナダレスズメガヤの侵入における問題について－, *哺乳類科学*, 46: 75-80.
- 27) 池田透, 2006: アライグマ対策の課題, *哺乳類科学*, 46, 95-97.
- 28) 岩崎亘典, 栗田英治, 嶺田拓, 2008: 農村と都市・山地との境界領域で生じる軋轢と自然再生, *農村計画学会誌*, 271, 32-37.
- 29) 倉島治, 庭瀬奈穂美, 1998: 北海道恵庭市に帰化したアライグマ (*Procyon lotor*) の行動圏とその空間配置, *哺乳類科学*, 38, 9-22.
- 30) 佐々木高明, 1972: 日本の焼畑, 古今書院, 425pp.
- 31) 秋篠宮文仁, 小宮輝之, 2009: ウマ（日本の家畜・家禽, 学研マーケティング）, 第1章, 8-57.
- 32) 秋篠宮文仁, 小宮輝之, 2009: ウシ（日本の家畜・家禽, 学研マーケティング）, 第2章, 58-93.

第 3 節 都市生態系の評価

本節では、評価期間中（1950 年代後半～現在）の都市生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を 2 つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 都市生態系における損失の評価

- 都市生態系の状態は、1950 年代後半から現在に至る評価期間においてやや損なわれており、長期的には悪化する方向で推移している。
- 評価期間前半の高度経済成長期における農地や林地などの都市緑地の減少や河川の水質の悪化などにより生息地・生育地の減少や質の低下がみられた（第 1 の危機）。
- 評価期間の後半には、新たな都市緑地の整備や河川等の水質の改善などが進んでおり、こうした環境に生息・生育する一部の生物の分布が拡大している。

2. 評価の理由

本評価において、都市生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、指標別の評価は以下のとおりである。

表 III-3 都市生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 状態と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
都市生態系の指標	指標 22 都市緑地の規模			
	指標 23 都市生態系に生息・生育する種の 個体数・分布			 *1

注：評価期間当初（1950 年代後半）の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
				
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失
				

注：視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注：損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

注：「*」は、当該指標に関連する要素やデータが複数あり、全体の損失の大きさや傾向の評価と異なる傾向を示す要素やデータが存在することに特に留意が必要であることを示す。

*1：指標 23 の評価参照

指標 22 都市緑地の規模

指標の解説

○都市緑地は、周辺の森林生態系、農地生態系や陸水生態系などとなつながつて都市の生物相を支えており、これが宅地等に転用されるなどして縮小し、分断されると、都市生態系の質を低下させる。したがって、都市緑地の規模は、都市生態系における「第 1 の危機」に関する損失の状態を示す指標と考えることができる。

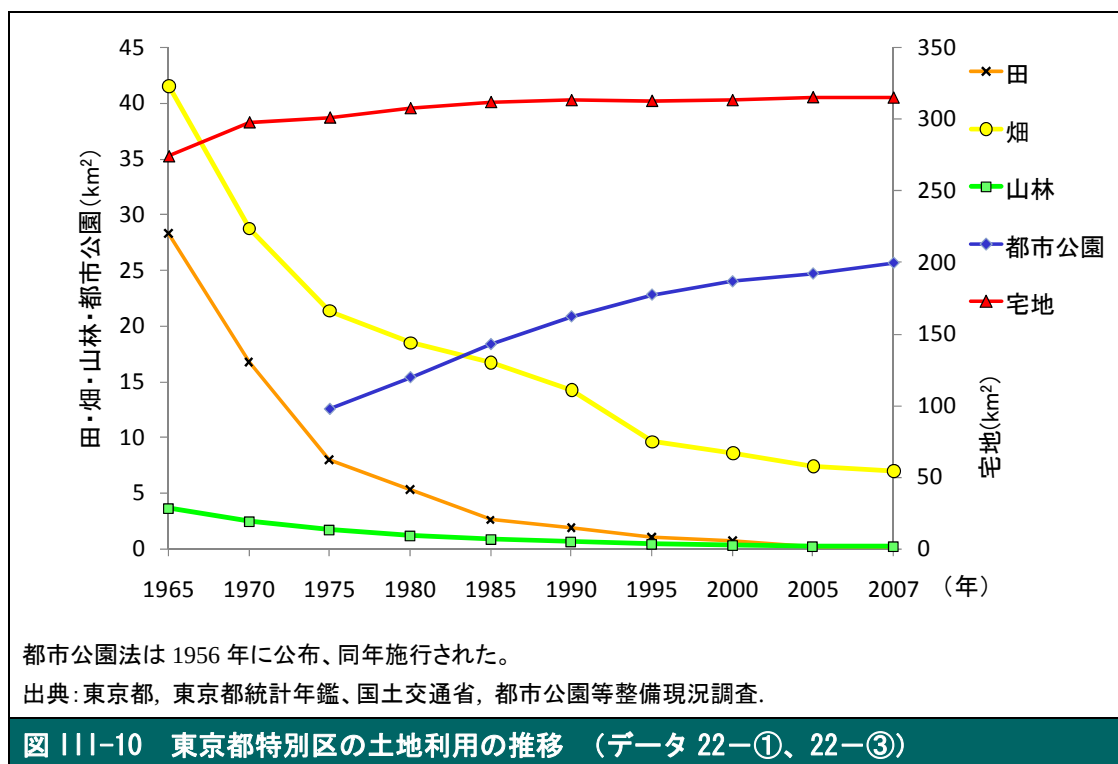
指標別の評価

○森林や農地を含む都市緑地は長期的にみて減少する傾向にあるが、近年は都市公園などが増加しており減少の程度が緩やかになっている。

評価の理由

＜緑地の減少と分断化＞

評価期間を通じて都市内の山林や農地の規模は減少したが、高度経済成長期後は減少速度が相対的に緩やかになっている傾向がある。例えば、東京都特別区では 1965 年から 2008 年の間に約 3.4km² の山林が減少しているが、そのうち約 1.9km² は 1965 年～1975 年の 10 年間に減少し、残りの約 1.5km² は 1975 年以降の約 30 年の間に減少している（データ 22－①:図 III-10）。こうした傾向は、樹林地や農地などが宅地や工業・交通用地などへの転用によって減少した一方で、都市公園等の新たな緑地が増加したことによる。例えば、東京都特別区の緑被率（緑で被われた面積の比率で、樹林地、草原、農地、宅地内の緑（屋上緑化を含む）、公園の緑、街路樹など）は、1970 年代から 1990 年代まで 20%程度で維持されてきた一方で、その構成には変化がみられる。1974 年に対し、1998 年では草原や農地は減少し、宅地等の緑や公園は増加している（データ 22－②:巻末）。大都市圏の中心部である東京都特別区、大阪市、名古屋市についてみると、評価期間前半には既に都市公園の整備が進んでおり、その後も着実に増加している（データ 22－③:図 III-10,巻末）。



＜水辺環境の改変＞

評価期間中に、大気汚染の進行とともに、生活・産業排水等による河川の水質の悪化、衛生害虫の発生を抑えるための化学薬品の散布や、治水を目的とした河川の暗渠（あんきょ）化、または護岸工事の実施による水辺環境の人為的改変によって、自然の河川や水辺環境の多くが失われたとされている¹⁾。

指標 23 都市生態系に生息・生育する種の個体数・分布

指標の解説

○都市生態系に生息・生育する種の個体数・分布は、主に都市生態系における「第1の危機」に関する損失の状態を示す指標である。

○都市緑地の規模の縮小や分断化は、都市生態系に生息・生育する野生生物の種の個体数の減少や分布の縮小などを生じさせる。

指標別の評価

○都市に生息・生育する種の個体数や分布の変化を示す長期的なデータはないが、1970年代以降は農地などと関連した種の減少がみられる一方、都市公園等の増加や植栽種の成長と関連した種や都市の環境に適応した種の分布の拡大がみられ、変化の方向は一定ではない。

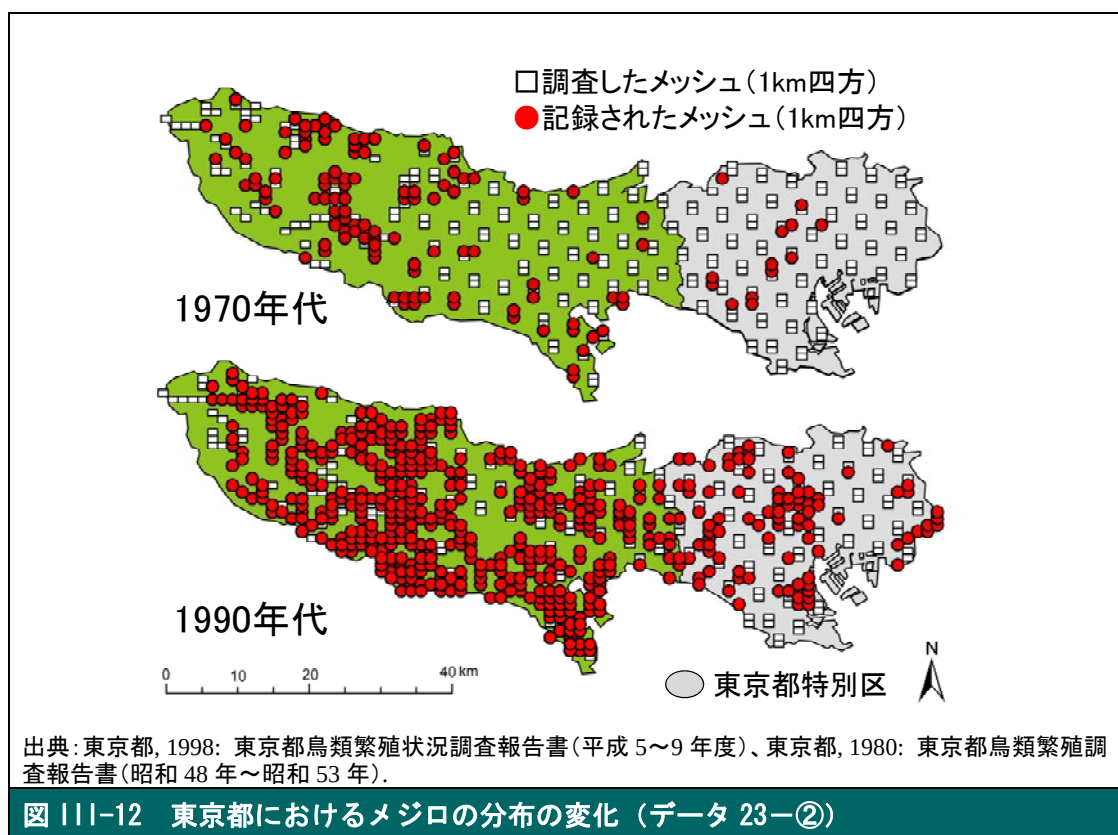
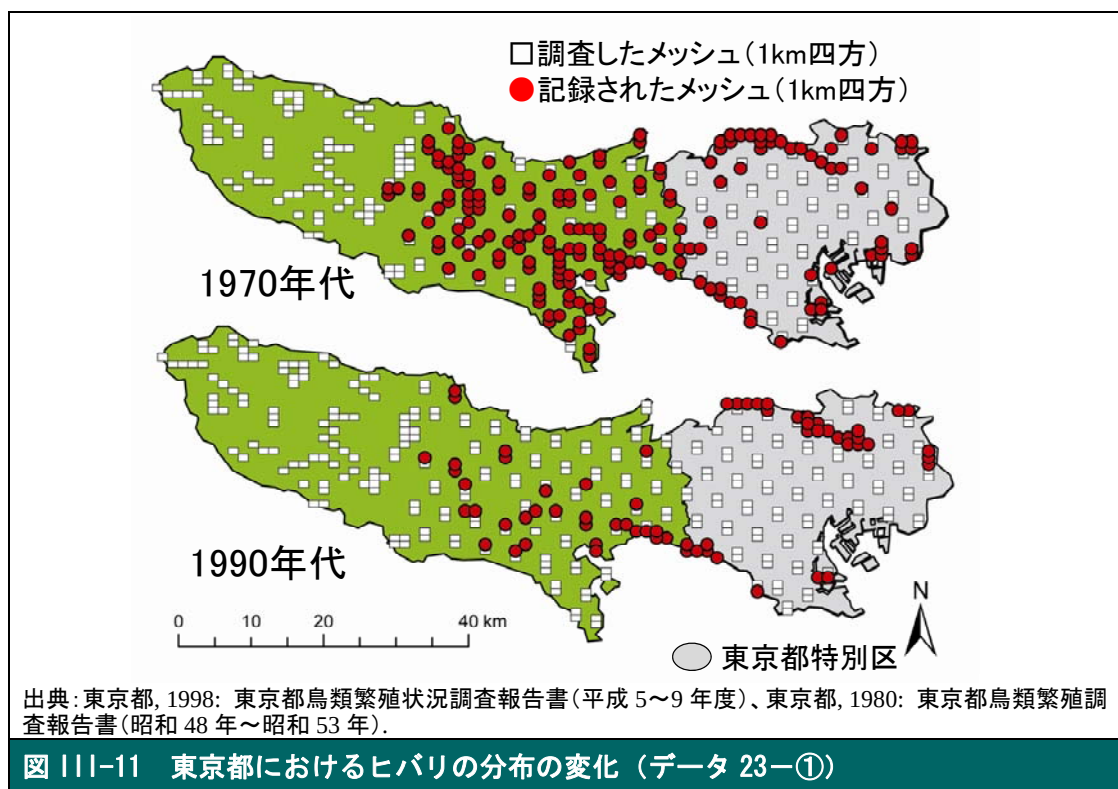
*1（表 III-3 参照）：分類群や種によって異なる傾向があり、損失の大きさや傾向の全体的な評価と異なるデータがあることに特に留意が必要である。

評価の理由

＜都市緑地の規模の変化等の影響＞

評価期間前半の高度経済成長期に都市内で進行した、宅地への転用などによる森林や農地を含む緑地の減少、例えば屋敷林や社寺林の消失などは、これに適応できない生物を減少させたことが示唆されている²⁾。例えば、農地や草原に生息するヒバリの東京都特別区内における 1990 年代の繁殖分布は 1970 年代と比較して縮小傾向にある（データ 23－①：図 III-11）。ただし、都市の新たな環境に適応した種の分布の拡大もみられ^{3),4)}、例えばメジロは、1970 年代に対して、1990 年代には東京都特別区内で分布を拡大させている（データ 23－②：図 III-12）。この背景として、都市公園の整備にともなう樹林の増加があるといわれている。

その一方で特定の生物種の著しい拡大による生物相の単純化も懸念されている。一例として、人工構造物にも営巣し、生ゴミなどを餌として利用可能な雑食性のハシブトガラスでは、東京都特別区における 1990 年代の繁殖分布は 1970 年代に対して大きく拡大した（データ 23－③：巻末）。東京都は 2001 年からカラス対策を開始しており、現在は特別区内の生息数は減少しつつある⁵⁾。



＜人工光と光化学スモッグ等の影響＞

過剰な人工光やヒートアイランド現象による生物の行動や生態系の攪乱が懸念されている⁶⁾。都市の発達とともに人口の流入に対応した宅地、工業・商業用地、交通用地の確保は土地利用を稠密化させ、例えば、街路灯や店舗から漏れる大量の人工光による街路樹の紅葉・落葉の遅延、夜行性昆虫の交尾・産卵の阻害などの影響が指摘されている。また、建築物や自動車等からの排気や、工場などからの温排水などの排熱の増加、緑地の減少等によって都心地域が周辺地域よりも高温になるヒートアイランド現象は、冬季の気温上昇に寄与し⁷⁾、南方性の生物の越冬を可能にしているとされ、新たな生物の定着による生態系の攪乱が懸念されている⁸⁾。

工場の煤煙や、自動車の排ガスなどに含まれる窒素酸化物（NO_x）や、揮発性有機化合物（VOC）が大気中で紫外線を浴びると、「光化学反応」と呼ばれる化学反応を起こし、それによって微粒子や様々な酸化性物質が発生する。酸化性物質は「光化学オキシダント」と呼ばれ、人の粘膜を刺激し、疾病を引き起こす⁹⁾。都市に生息する生物は人間と同じようにこれらの化学物質にさらされることとなり、影響への指摘がなされている¹⁰⁾。

3. 損失への対策

都市においては、開発などにもとない民有の緑地が減少する中で、都市公園内での緑地の整備や地域指定制度に基づく緑地の保全、屋上や壁面なども活用した緑の確保等が進められてきた。質の改善や生息地・生育地のネットワーク化の取組も始まっており、より一層の対策の充実が期待される。

＜都市における緑地や水辺環境の保全・整備、緑化の推進＞

高度経済成長期後半（1960年代後半～1970年代前半）に、都市における風致・景観に優れた緑地や動植物の生息地として保全すべき緑地等についての特別緑地保全地区（当時の緑地保全地区）などの保護地域の指定が開始され、主に1970年代後半から推進された。

都市公園や国営公園など公共公益施設の緑地の整備が進められ、民有地においても緑化地域制度や緑化施設整備計画認定制度などのもと、屋上緑化や壁面緑化などが進められ、民間では屋上菜園などの取組も始められている。

中核となる緑地の保全や大規模な都市公園の整備が緑の基本計画などに基づいて行われ、これらを結ぶ回廊としての道路や都市公園、また緩衝帯となる民有地の緑地などの保全を通して、「水と緑のネットワーク」の形成が推進されつつある。

都市において身近に自然的環境とふれあうことのできる空間として、干潟や湿地などの水辺の保全を通しての生物の生息・生育に配慮した森づくり、水辺づくりが開始

されており、例えば、自然再生緑地整備事業によって、生物多様性の確保に資する良好な自然環境基盤の整備が推進されている。

BOX 11 明治神宮の森づくり

東京の土地利用は海外の主要都市と比較して、宅地の割合が高く（約 60%）、オープンエリアの割合が低い（約 15%）。都市の緑地は、豊かな生物多様性の確保、自然とのふれあいの場、ヒートアイランド現象の緩和等の点で重要であり、その創出に当たっては、生態系の回復に要する時間を踏まえた計画が重要である。例えば明治神宮の森は、約 100 年前は敷地の大半が荒れ地で、林は全体の 1/5 程度だった。造営計画に参画した林学や造園等の専門家たちは、天然更新で繁茂する森の創出を基本に、この地域に本来生育する常緑広葉樹を主林木として、樹種間の競争や世代交代を織り込み、100 年前後で天然林相となる長期計画を立てた。現在の林相は当初の予想の的確さを物語っており、明治神宮の森が人工の森の傑作といわれる所以である。



新宿センタービルから眺める明治神宮の森

<大気・水質の改善等>

都市部においては排ガスの規制、排水の規制によって大気と水質の改善が図られ、実際に水質は改善の傾向にある。また近年の顕著なヒートアイランド現象に対しては屋上緑化や壁面緑化、緑地の整備などの対応が進められている。

引用文献

- 1) 花村周寛, 加我宏之, 下村泰彦, 増田昇, 2003: 明治期以降の大阪における堀川の変遷に関する研究, ランドスケープ研究, 66, 669-674.
- 2) Ueta M, R Kurosawa, and H Matsuno, 2006: Habitat Loss and the Decline of Grey-faced Buzzards (*Butastur indicus*) in Tokyo, Japan., Journal of Raptor Research, 40, 52-56.
- 3) 黒沢令子, 1994: 東京における鳥類相と環境要因としての舗装率, Strix, 13, 155-164.
- 4) 内田康夫, 島津秀康, 関本兼曜, 2003: 都下自由学園周辺の鳥相変化と環境変動一長期羽数調査の統計分析からー, Strix 21, 53-70.
- 5) 東京都, 2009: 報道発表資料 (5月掲載).
<http://www.metro.tokyo.jp/INET/OSHIRASE/2009/05/20j51400.htm>
- 6) 環境省, 2007: 光害対策ガイドライン, 環境省.
http://www.env.go.jp/air/life/hikari_g_h18/
- 7) 斉藤郁雄, 久保隆太郎, 酒井孝司, 石原修, 2007: 熊本市における気温・湿度分布の長期定点観測: 第1報 中規模都市のヒートアイランド現象に関する研究, 日本建築学会環境系論文集, 611, 59-66.
- 8) 大橋和典, 小坪遊, 高藤晃雄, 2003: 近畿地方で発見されたミツユビナミハダニの発生分布と越冬能力, 日本ダニ学会誌, 12, 107-113.
- 9) 板野泰之, 2006: 都市大気における光化学オキシダント問題の新展開, 生活衛生, 50, pp.115-122.
- 10) 久野春子, 新井一司, 2000: 都市近郊の大気環境下における樹木の生理的特徴(I): 光化学オキシダントによる広葉樹4種のガス交換速度への影響, 日本緑化工学会誌, 25, 208-220.

第4節 陸水生態系の評価

本節では、評価期間中（1950年代後半～現在）の陸水生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を3つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 陸水生態系における損失の評価

- 陸水生態系の状態は、1950年代後半から現在に至る評価期間において大きく損なわれており、長期的には悪化する傾向で推移している。
- 評価期間前半からの砂利採取、河川の人工化、湖沼や湿原の埋立等は、全国的な規模で陸水生態系の規模の縮小、質の低下、連続性の低下につながった（第1の危機）。
- その一方で、湖沼等の水質は、評価期間前半に悪化した可能性があるものの後半には改善傾向にある（第1の危機）。
- 現在、社会経済状況の変化によって、陸水生態系への開発・改変の圧力は低下しているが、継続的な影響が懸念される。これに加えて、観賞用の捕獲・採取や外来種による影響が増大することが懸念される（第1の危機、第3の危機）。

2. 評価の理由

本評価において、陸水生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、指標別の評価は以下のとおりである。

表 III-4 陸水生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 状態と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
陸水生態系の指標	指標 24 陸水生態系の規模・質			
	指標 25 河川・湖沼の連続性			
	指標 26 陸水生態系に生息・生育する種の個体数・分布			

注：評価期間当初（1950 年代後半）の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
				
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失
				

注：視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注：損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

指標 24 陸水生態系の規模・質

指標の解説

○陸水生態系の規模・質は、主に陸水生態系における「第 1 の危機」に関する損失の状態を示す指標である。

○湖沼や湿原などの埋立等の開発は、陸水生態系の規模を縮小させ、河川・湖沼などの水質の悪化は生態系の質を低下させる。

- また、河岸の人工化やダム・堰などの整備は、洪水による攪乱の減少、生息場所の劣化などにより生態系の質を低下させる。河川からの砂利採取によっても同様の損失が生じうる。
- 同様の損失は河岸や湖岸のヨシ原等の利用の縮小（第2の危機）、外来種の侵入（第3の危機）や地球温暖化の影響（地球温暖化の危機）によっても今後顕在化する可能性がある。

指標別の評価

- 評価期間前半の高度経済成長期などに、農地や宅地等の開発を目的として埋立・干拓などによる湿原や湖沼の改変が大幅に進んだ。
- 評価期間の前半からの砂利採取やダム・堰などの整備によって、河床が低下し、また洪水にともなう攪乱の作用が抑えられるなどの複合的な要因から、河川の生態系としての質が低下した。
- 河岸や湖岸のヨシ原などの利用や管理の縮小は生態系の質を低下させた。
- 現在、要因としての開発・改変は緩和しているが、継続的な影響が懸念される。

評価の理由

＜湿原や湖沼の埋立等＞

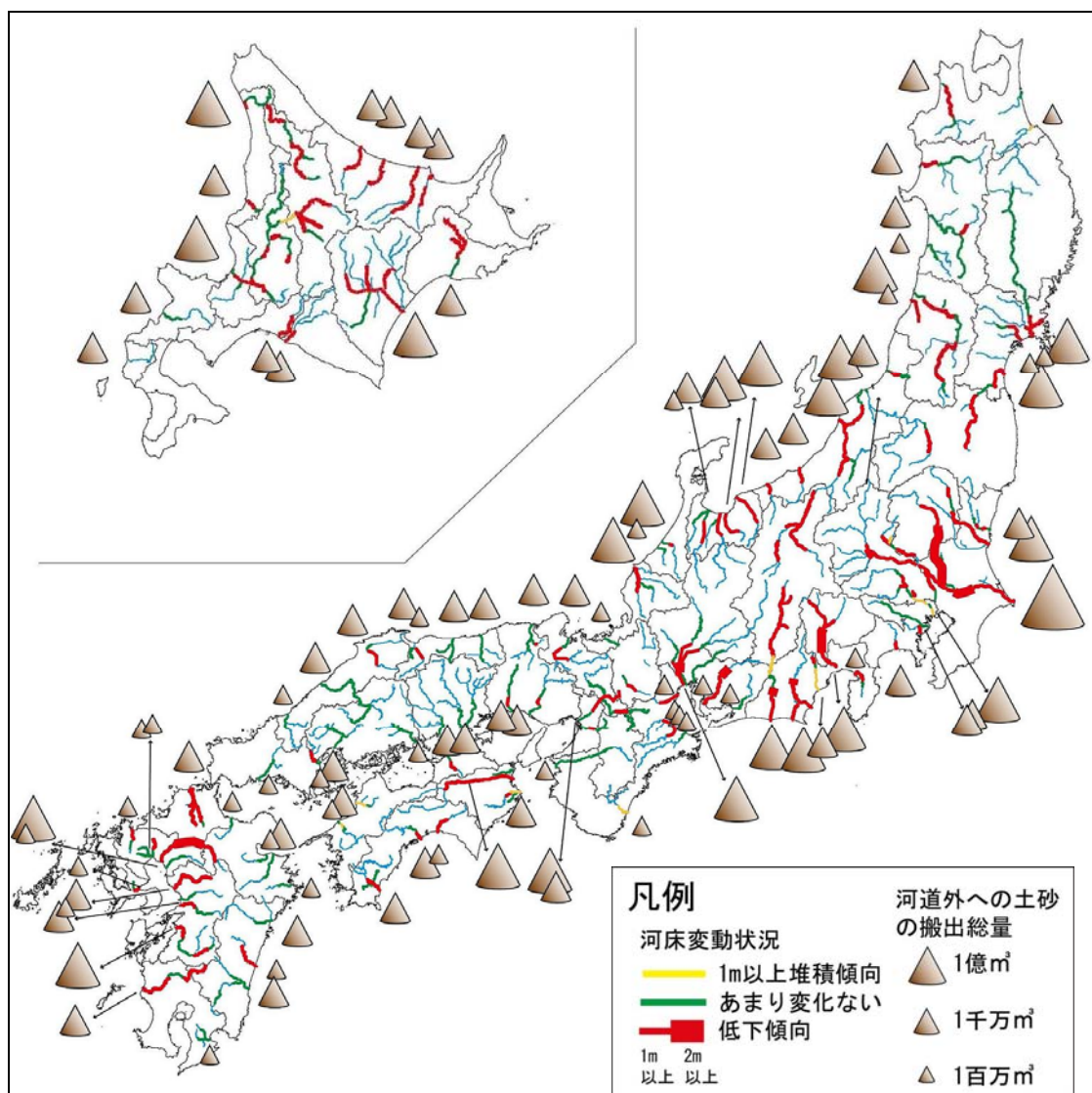
評価期間を通じて、全国の湿原の面積は減少したと考えられる。評価期間前の1900年前後から評価期間後半の1990年代までの間に、主に農地や宅地の開発に関連して全国の湿原面積の60%以上が消失した（データ24-①:巻末）。特に北海道の湿原面積は、1900年前後の1,772 km²から1990年代までに709 km²へ減少し、変化量が大きい^{1), 2), 3)}。わが国最大の湿原である釧路湿原においても評価期間前の1947年から2000年代までの間にその面積は70%程度に縮小した（データ24-②:巻末）。面積の縮小だけでなく、一部の湿原では観光客の増加などによる踏みつけなど、もともと生息・生育している種の減少や³⁾、周辺環境の改変や排水工事によともなう地下水の変化による一部の湿原における湿性遷移の顕在化も指摘されている^{4), 5)}。

同様に湖沼においても評価期間の前半から後半初期までにその数や面積は大きく減少した。1945年から1980年代にかけて、全国では0.01km²以上の主な自然湖沼の面積の15%が干拓・埋立された（データ24-③:巻末）。また、生活排水や工業排水、農地などから流出する汚濁負荷が河川や湖沼、湿原に流入することによる水質の悪化、また栄養塩類の増加による富栄養化の進行が報告されている^{6), 7), 8), 9), 10)}。例えば琵琶湖では、流入する有機汚濁の指標であるCODに着目して負荷の発生源をみると、はその37%が家庭や市街地から、12%が農地から、10%が工場・事業場からとされている⁹⁾。

＜河床低下と攪乱頻度の減少等＞

特に評価期間前半の高度経済成長期には、全国的に河川における大規模な砂利採取が行われた（データ 27-②:図 III-21）。全国の一級河川に関して、1945 年以降に記録のある砂利採取、土砂搬出のデータを集計すると、河道外への土砂搬出の総量は約 11 億 3 千万 m^3 にのぼる¹¹⁾（データ 24-④:図 III-13）。このような砂利採取や河道掘削等によって、河床や濬筋の低下、氾濫原と流路の高さの違いが明確になるなどして河岸の複断面化が生じた（データ 24-④:図 III-13）。著しい複断面化は河原の冠水頻度を低下させ、流路を固定し、砂礫の移動を抑制した。同時に、評価期間の前半から、頻発する洪水の防止、利水などの社会的要請によって、河道掘削、ダム・堰などの整備が行われ、流況の安定化や流量調整等がされるようになり^{12), 13)}、出水による攪乱の頻度や強度が抑えられた^{14), 15), 16)}。またダム・堰による土砂の補捉によって、下流への土砂供給の低減等の影響があったといわれている。例えば、全国の一級河川について、評価期間後半（過去 30 年）にダムに堆積した総土砂量を集計すると約 11 億 8 千万 m^3 にのぼる¹¹⁾。これらの様々な要因が複合的に作用した結果、河原や氾濫原には細かな土砂が堆積するとともに、植生の遷移の進行、水路から大きな段差の生じた河川敷では樹林化が進行した。また、河川本来の砂礫地等が減少し^{14), 15), 17), 18)}、河川・氾濫原の生息地・生育地としての質を低下させたと指摘されている（コラム「河床の低下と氾濫原の樹林化」参照）。

このほか、河川の人工化（護岸整備や直線化等）によって、瀬や淵などの魚類の多様な生息・生育環境が失われたと指摘されている^{19), 20), 21)}。



注 1: 河床変動状況は、過去 30 年間の低水路平均河床の低下、堆積を示している。

注 2: 河道外への土砂の搬出総量は、1945 年以降の記録のある砂利採取、土砂搬出量の総量を示している。

出典: 国土交通省, 2002: 流砂系マップを改変。

図 III-13 河床の低下及び河道外への土砂の搬出 (データ 24-④)

コラム：河床の低下と氾濫原の樹林化

全国の多くの川で河床が低下している。この傾向は、国土技術政策総合研究所の資料¹¹⁾からも明らかである。この河床低下をもたらした最も大きな原因は、高度経済成長期における川砂利の採取であろう。しかし、現在、川砂利はかつてほど採取されておらず、今後の影響としては、流域に配置されたダム（貯水ダム、砂防・治山ダム）による土砂の捕捉が、影響を与えと考えられる。これらのダムは、細粒の土砂は下流に供給できるが、河川や氾濫原の地形を形成する一定の粒径の土砂は捕捉する傾向にある。土砂だけでなく、川の流況も貯水ダムの洪水調節機能によって平準化されている。このため、洪水調節ダム下流の洪水攪乱の頻度や強度は、明らかに低下している。

こうした河床低下・流量調節にともない、川の滯筋（みおすじ）（低水路）は固定され、砂州の移動も抑えられ、氾濫原はほとんど攪乱を受けなくなる。その結果、たとえば本来、網目状の流路を維持してきた河床が、1本の滯筋となり、河川と氾濫原の比高が大きくなる。比高が大きくなると、氾濫原（高水敷）における洪水時の水深は浅くなり、粒の細かな土砂が堆積しやすくなる。その結果、植物の侵入・定着を促進し、地下茎で分布を拡大できる植物の繁茂を促す。また、河原である砂州にも樹木が侵入し、旺盛に成長する。全国で問題となっている外来種ハリエンジュも、本来河畔に生育しない樹木種であるが、根から萌芽できる特性によって分布域を河畔域にも拡大している。一方で、名前の前に「カワラ」が付くカワラノギク、カワラハハコ、カワラバッタなど、河原特有にみられる日本固有の生物が日本の川から姿を消して

いる。

同様な樹林化は、北海道の川でも起こっている。長野県上高地と北海道東部に隔離分布するケショウヤナギという種がある。この種は頻繁に攪乱を受ける網目状に発達した流路沿いに生育し、砂礫の谷底が広がった流域区間や扇状地に広く分布する。ここでは流路が横方向に頻繁に変動することが重要である。ケショウヤナギの発芽に適しているのは砂礫地であるが、こうした立地は流水による攪乱を常に受ける。流路が大きく変動することにより、希に安定した地形面ができると母樹まで成長できる。つまり、河川のダイナミズムそのものが、ケショウヤナギが各生活ステージに必要な生育環境をセットとして提供しているといえる。また、ケショウヤナギを含むヤナギ科植物は、5月から7月にかけての融雪出水が下がる時期に種子を散布する。これは出水によって形成された裸地にいち早く侵入し、定着するためである。

仮にこうした流路変動や融雪出水が、河川改修や貯水ダムによる流量調節によって抑えられた場合、ケショウヤナギが水辺域から姿を消し、砂州や氾濫原が樹林化することは容易に想像できる。事実、北海道の札内川では、ダムの影響区間において洪水による攪乱が激減した。その結果、砂州に粒の細かな土砂が堆積し、様々なヤナギ類のみならず、ヤチダモ、ハルニレなどの遷移後期にみられる種の稚樹も同時に定着しはじめている。これにより、砂礫地を好むケショウヤナギの稚樹は定着できなくなり、他の木本種による氾濫原の樹林化が急速に進んでいる。

（委員 中村太士）

＜河岸もしくは湖岸植生の管理の縮小＞

河岸や湖畔に生育するヨシは茅葺（かやぶき）などに利用され、ヨシ原における火入れや刈り取りなどの人為的な攪乱は、ヨシ原等の湿性草原に生育する種や攪乱に依存した種の存続に貢献してきたとされる。人々の生活の近代化や社会経済的な変化を背景としたヨシ原での人間活動の縮小は、ヨシ原の質の低下や攪乱の頻度を減少させ、多くの湿性植物の生育環境が失われたと指摘されている²²⁾。

指標 25 河川・湖沼の連続性

指標の解説

○河川・湖沼の連続性は、主に陸水生態系における「第1の危機」に関する損失の状態を示す指標である。

○河岸の人工化やダム・堰の整備、湖沼等の埋立等は、河川の上下方向の連続性、河岸・湖岸のエコトーン（水際移行帯）の連続性もしくは流域の湖沼・湿原・農業用の水路等との連続性を減少させる。

指標別の評価

○評価期間前半から治水上や利水上の必要により、ダム・堰等の整備が進められ、河川の上下方向の連続性が減少した。また、河岸や湖岸の人工化の進行は、河岸の移行帯や流域における横方向の連続性を低下させた。

評価の理由

＜ダム・堰の整備＞

評価期間を通じて治水・利水の観点からダム・堰の整備が進み、河川の分断化の進行、河川の上下流、河川と海との連続性の低下が生じた^{3), 21), 23), 24), 25), 26)}。例えば、治水や利水を目的としたダムや堰などの整備が、評価期間の前半から進められた。高度経済成長期を迎える1950年代からダムの竣工数が増加するとともに、総貯水容量が大きくなり、その後も継続して整備されている（データ25-①:図III-14）。河川の連続性の低下は河川を遡上（そじょう）する生物の移動や^{23), 24), 26), 27)}、上流から下流への土砂移動を妨げる可能性が指摘されている^{18), 28)}。例えば、評価期間後半の1980年代に、全国の主な113の河川（一級河川等）で、調査区間（河川の中下流部）のうちサクラマスやアユなどの遡上能力の高い魚類の遡上可能な範囲が河口から25%未満であったのは14河川（12%）、50%未満であったのは46河川（41%）であった。1990年代には、同じく113河川のうち25%未満であったのは17河川（15%）、50%未満であったのは46河川（41%）であった（データ25-②:図III-15）。遡上可能範囲の縮小の影響は、遡上能力の低いハゼ類などの魚類について、より懸念される²⁸⁾。

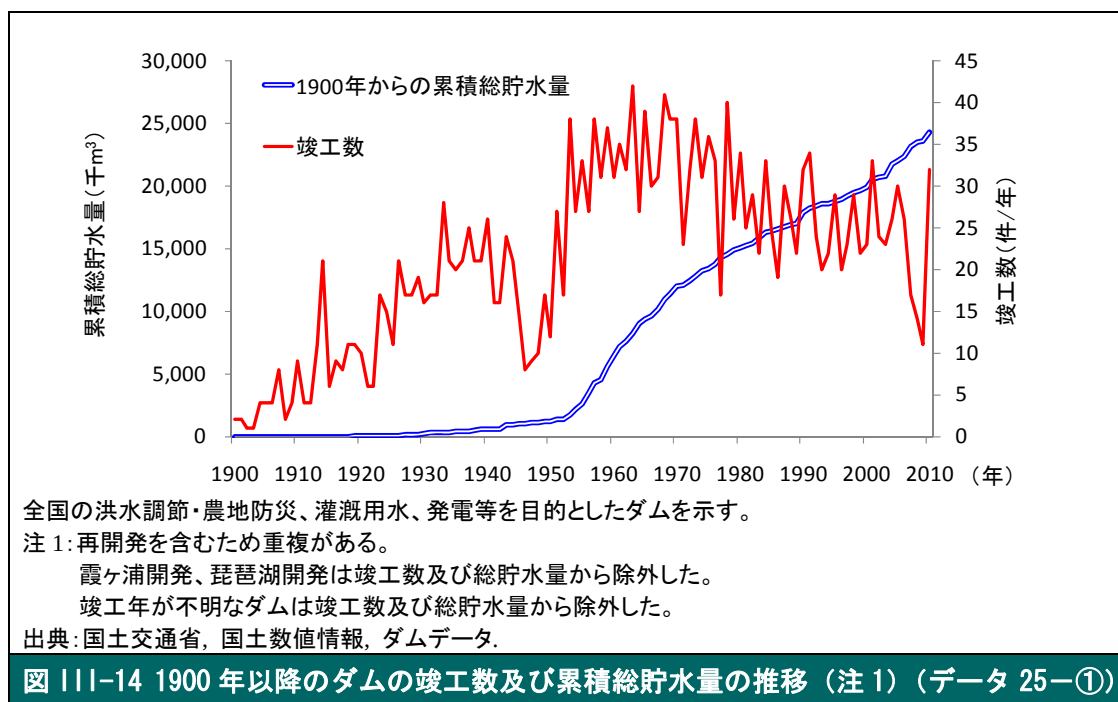


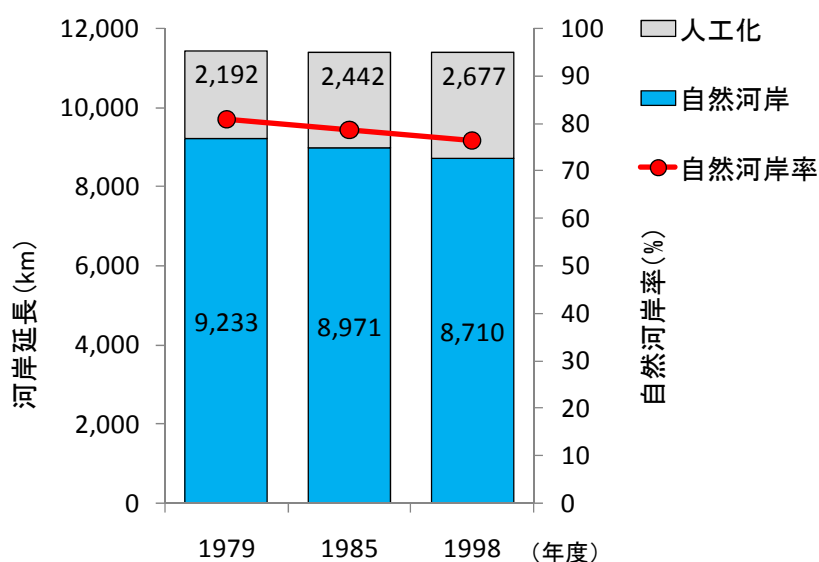
図 111-14 1900 年以降のダムの竣工数及び累積総貯水量の推移（注 1）（データ 25-①）



図 111-15 1990 年代の一級河川等における魚類の遡上可能範囲（データ 25-②）

＜河川・湖沼の人工化による影響＞

河川・湖沼の水際線の人工化は、災害防止等の治水の観点に基づいて評価期間の前半から進められた²⁴⁾。例えば、評価期間後半の1990年代には全国の主な河川（一級河川等）の水際の20%以上が人工化されており（データ25-③:図III-16）、全国の主な自然の湖沼においても、1980年代には水際線の約30%が人工化されていた（データ25-④:図III-17）。わが国最大の湖沼である琵琶湖でも1960年代から1970年代にかけて湖岸のヨシ原の面積は大きく減少し²⁹⁾、1990年代後半における面積は1950年代前半の約50%程度である（データ25-⑤:巻末）。河川・湖沼の水際線の人工化は河岸や湖岸の植物帯などのエコトーン（水際移行帯）の消失をもたらし^{24), 29)}、両生類や魚類の生息場所の質を低下させる。河川と後背水域、水田や水路等との連続性の低下についても指摘されている³⁾。



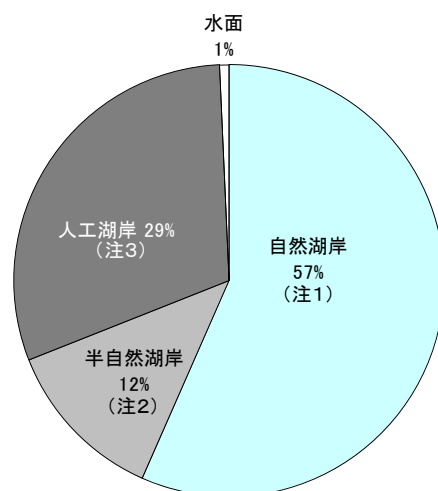
注1: 調査対象河川は全国112の一級河川および浦内川（沖縄県西表島）。調査区間は原則として主要河川の直轄区間。

注2: 人工化とは水際線が人工構造物に接している状態を示す。

注3: 図中の年次は調査年度を示しており、厳密に当該年の実態を示したものとは限らない。

出典: 環境庁, 自然環境保全基礎調査河川調査(第2回, 第3回, 第5回)。

図III-16 河川水際線の状況の推移（データ25-③）



集計解析対象は、原則として面積 0.01km² (1ha) 以上の天然湖沼のうち主要なもの(478 湖沼)

注 1: 水際線とそれに接する陸域(水際線より 20m 以内の区域)が工作物によって人工化されていない湖岸。

注 2: 水際線は自然状態を保っているが、水際線に接する陸域(水際線より 20m 以内の陸域)が人工化されている湖岸。

注 3: 水際線が人工化されている湖岸。

注 4: 1991 年度に実施された調査のデータであるが、厳密に当該年の実態を示したものとは限らない。

出典: 環境庁, 自然環境保全基礎調査湖沼調査(第 4 回)。

図 111-17 1990 年頃の主な湖沼の湖岸の改変状況 (データ 25-④)

指標 26 陸水生態系に生息・生育する種の個体数・分布

指標の解説

○陸水生態系に生息・生育する種の個体数・分布の変化は、主に陸水生態系における「第 1 の危機」、「第 3 の危機」に関係する損失の状態を示す指標である。

○河川・湖沼や湿原の開発・改変、生活・産業排水による水質の悪化、外来種の侵入は、生物の生息地・生育地の減少や質の低下をもたらす。

指標別の評価

○評価期間の前半からの開発・改変に加えて、近年、オオクチバス・ブルーギル等の侵略的外来種が種の多様性に大きな損失を与えている。観賞目的で在来の淡水魚類が捕獲されることによる個体数の減少も懸念されている。

評価の理由

<陸水生態系に生息・生育する種の現状>

長期的には、陸水域の種の個体数や分布が減少し、絶滅が危惧される種が増加した。最新の環境省レッドリストにおいて絶滅危惧種として掲載された動物 1,002 種のうち、50%以上は生活の全てもしくは一部を淡水域に依存している。両生類の 34%、淡水魚類の 36%が絶滅を危惧されており、他の分類群と比べてその割合が高い傾向がある(デ

ータ 4-①:巻末)。また、少なくとも生活史の一時期を水中で生育する水生植物についても 43%の種が絶滅を危惧されている³⁰⁾。絶滅のおそれのある両生類ではその全て、淡水魚類でもその約 90%の種について開発が減少要因とされており、また絶滅のおそれのある両生類の約 40%、淡水魚類の約 60%の種は水質悪化が減少要因とされている。このような従来の要因に加え、近年、観賞目的の淡水魚の捕獲や、オオクチバス、ブルーギルやウシガエル等の侵略的外来種の侵入が既存の生態系に大きな損失を与えている可能性が報告されている (BOX 12 参照)。2000 年と 2003 年に公表されたレッドデータブックによると、絶滅のおそれのある両生類と淡水魚類の約 20～30%の種が捕獲採取や外来種 (移入種) を減少要因としていた (データ 4-⑤:図 II-7)。近年でも鑑賞用の飼育・栽培の需要から水草・湿原植物、淡水魚類などの捕獲・採取が行われ、一部の希少種に対する影響が懸念されている。

BOX 12 伊豆沼におけるオオクチバスの侵入と魚種別漁獲量の経年変化

伊豆沼では 1990 年代にオオクチバスが確認され、今では最も多く生息する魚類になっている。かつて、伊豆沼にはゼニタナゴなどのタナゴ類をはじめ、ヨシノボリ類やジュズカケハゼなどのハゼ科魚類が数多く生息していた。しかし、1996 年以降のオオクチバスの個体数の増加にともなって、タナゴ類やモツゴなどの小型のコイ科魚類の漁獲量は激減した。伊豆沼が国内最大の生息地であったゼニタナゴは、近年まったく姿がみられなくなり、メダカやジュズカケハゼでも同様に減少傾向がみられている。オオクチバスが増加した 1996 年以降、総漁獲量は 30～40 トンから約 3 分の 1 の 10 トン前後まで落ち込み、伊豆沼の漁業に深刻な影響を与えている。

(出典：高橋清孝，小野寺毅，熊谷明，2001：伊豆沼・内沼におけるオオクチバスの出現と定置網魚種組成の変化，宮城県水産試験研究報告，1，11-18.)

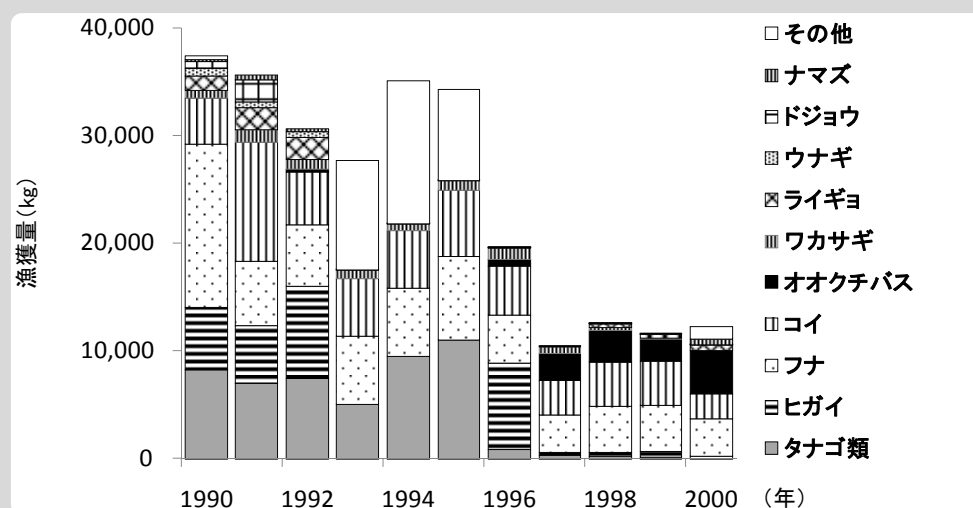


図 伊豆沼における魚種別漁獲量の経年変化

<河川の生息地・生育地としての質の低下や連続性の低下>

陸水生態系の分断化や環境の変化は、そこに生息・生育する動植物の個体数や分布に大きな変化をもたらしてきたことが指摘されている^{18), 21), 31), 32), 33)}。例えば、サケ科魚類などでは降河や遡上が阻害される可能性がある。また、止水域に適したモツゴ、フナ類などの増加、本来生息するウグイなどの減少による水系の種組成の変化も指摘されている³⁴⁾。河川におけるワンドやエコトーン（水際移行帯）の消失は、それらの環境に生息するカワネズミや³⁵⁾、産卵場として依存していたイタセンパラなど様々な種の減少をもたらしたとされている。また、ダムによる流量の調整や砂利採取は河川に特徴的な種の生息地・生育地ともなる砂礫地の減少をもたらした¹⁵⁾、アジサシ類やシギ・チドリ類など河川本来の生物相に影響を及ぼすことが指摘されている^{14), 36)}。

＜湿原・湖沼の開発や富栄養化などの水質汚濁の影響＞

湿原・湖沼の開発や富栄養化などの水質汚濁による生物への影響は、深刻であるとされている³⁷⁾。湖沼ではタナゴ類などの淡水魚類、タヌキモ類などの水生植物、湿原ではモウセンゴケ類、サクラソウといった湿性植物など、多くの種の個体数や分布が減少し、絶滅を危惧されるようになった³⁸⁾。また、湖沼もしくは河川の富栄養化などによる水質の悪化は例えばアオコの大量発生をもたらし、水生生物や魚類の生息を阻害する。水質の悪化によって高層湿原や溪流など貧栄養の環境に適応した動植物などが減少したことも指摘されている^{6), 7), 39)}。例えば、透明度の高い湖沼に生育するシャジクモ類は、評価期間前半の1960年代には全国の46湖沼で合計31種が確認されたが、1990年代に、かつて生育が確認された39湖沼を対象として調査したところ、このうち12湖沼において合計6種しか確認されなかった（データ26-①:図III-18）。

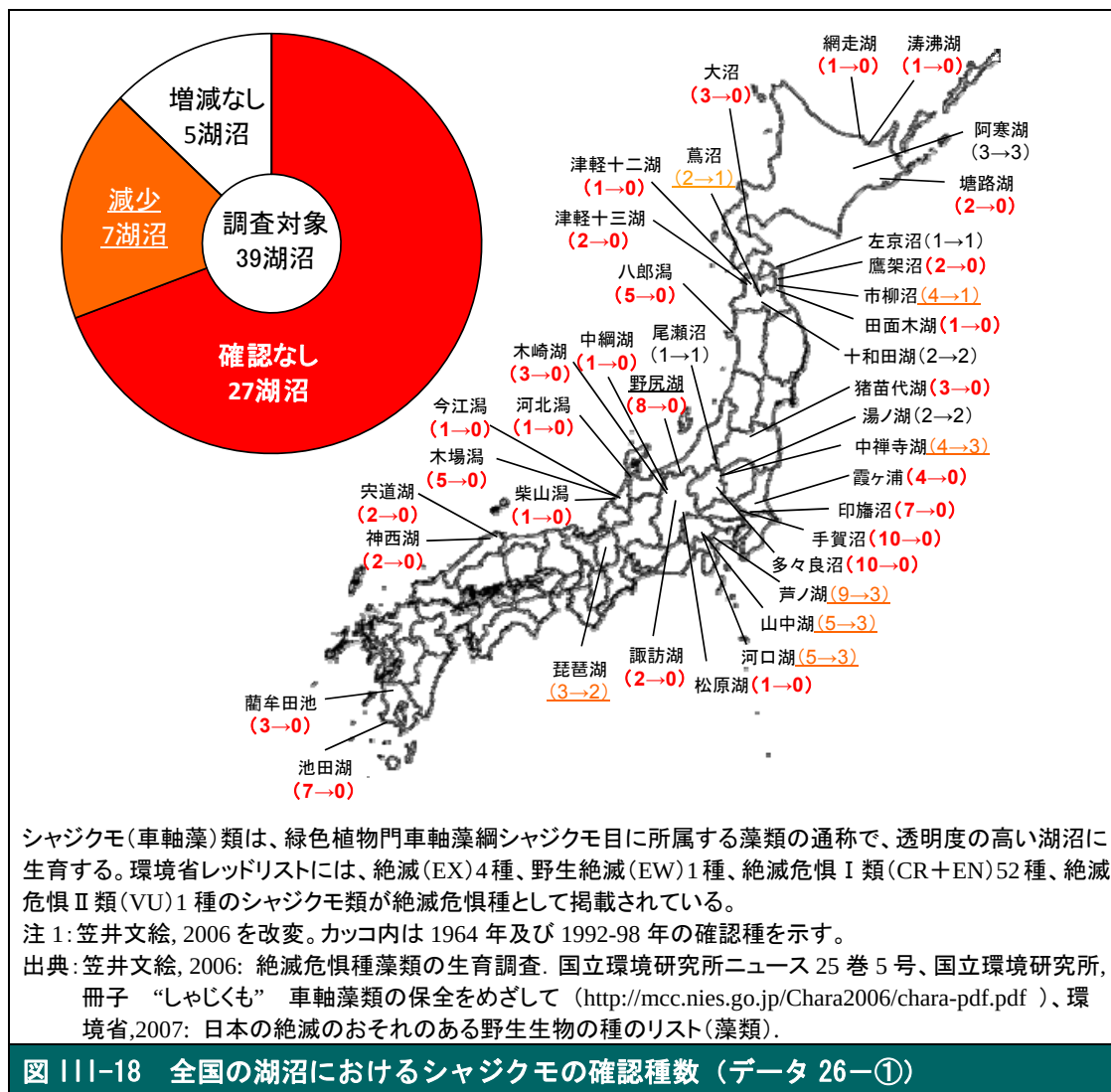


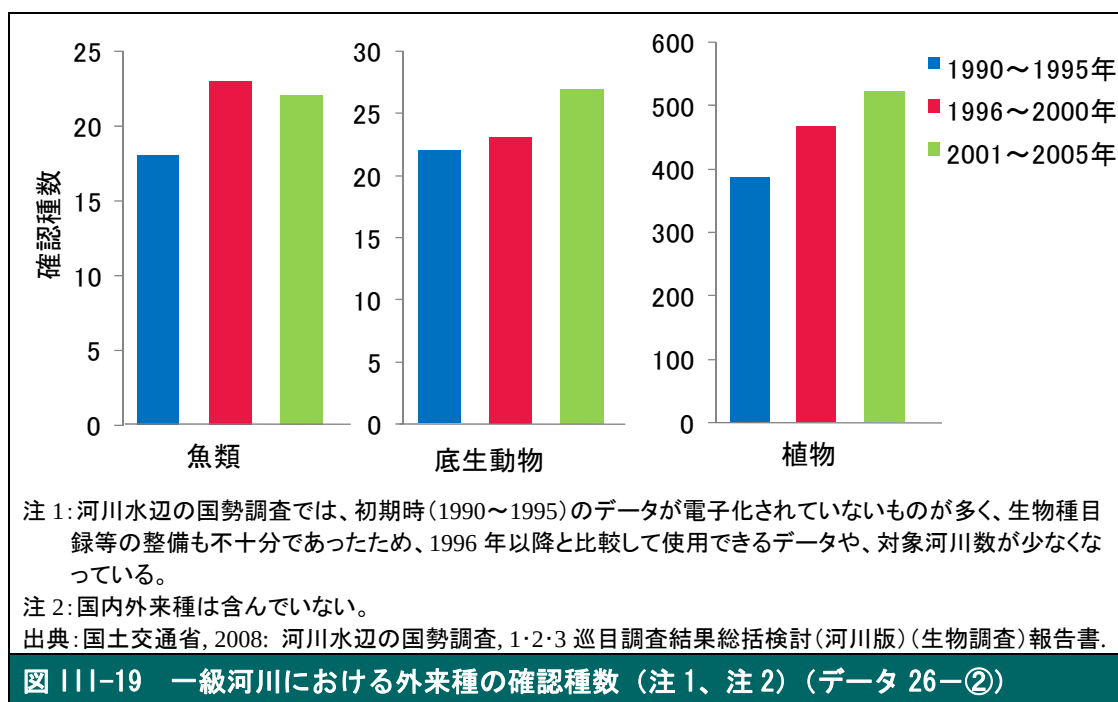
図 III-18 全国の湖沼におけるシャジクモの確認種数（データ 26-①）

＜外来種による影響＞

陸水生態系に生息する多くの種が減少傾向を示す一方で、1990 年以降、全国の一級河川での魚類、底生動物、植物における外来種の確認種数は全体として増加する傾向がみられ（データ 26－②：図 III-19）、定着、拡大が生じている事例もある^{14),40)}。とりわけ、侵略的外来種として知られるオオクチバスとブルーギルは全国の河川・湖沼への定着が確認されており（データ 9－④：図 II-17）、在来種の捕食などによる生態系への影響や漁業被害が懸念されている⁴¹⁾。このほかにも、釣り等の目的によって放流され、またそれに混入した魚類が、各地の在来の群集構造を攪乱するといわれている。なお、在来種ではカワウなどの個体数が急増し、漁業被害など人間活動との軋轢が生じている例が指摘されている。

植物ではアレチウリやシナダレスズメガヤの分布の拡大が指摘されている^{7), 41), 42), 44)}（データ 9－④）。外来植物の侵入と拡大は玉石河原の環境を変化させ、カワラバツタやカワラノギクなどの生息地・生育地としての質を低下させるとして懸念されている⁶⁾。

また、一部の陸水域では、残留性の化学物質の魚類等への影響が懸念されている¹⁴⁾。



3. 損失への対策

陸水域では、保護地域の指定、希少種の保護増殖、水質保全対策、自然再生、外来種対策など多様な課題に対応するための様々な取組が進められているが、過去の改変

や外来種の影響を受けた絶滅危惧種の状況が全国レベルで改善するなどの状況には至っておらず、これらの取組の充実が必要と考えられる。

＜陸水域における保護地域等＞

特に評価期間の後半には、生物多様性保全上重要な湿原や湖沼などに保護地域の指定が進められ、河川等に生息する絶滅危惧種の一部について捕獲等の規制が進んだ。例えば、湖沼や湿原など、水鳥等の生息地など生物多様性保全上重要な湿地について鳥獣保護区、自然公園への指定やラムサール条約湿地への登録が進められている。源流に近く、より自然度が高い上流域については保護地域の指定がなされているが、流域全体、水系全体が指定されている例はいまだ少ない。

＜陸水域に生息・生育する生物の保護＞

河川等の陸水生態系に生息・生育するイタセンパラなどの絶滅危惧種の一部については、種の保存法などによる捕獲等の規制や保護増殖が進められている。

＜水質対策＞

主に評価期間後半から河川・湿原における富栄養化等の水質対策として、下水処理施設の整備や工場排水の規制などが進み、窒素やリンなどについて環境基準を達成するための努力がなされている。

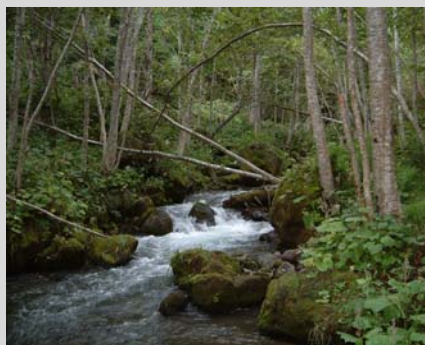
＜陸水域の自然再生と河川環境に配慮した事業＞

1990年代以降、河川法改正により河川管理において環境の保全が目的化された。生態系に配慮した工法などの技術開発が進み、施工や計画・設計技術や河川管理技術の向上等が図られ、河川が本来有している生物の生息・生育環境を保全・創出等するため、調査・計画・設計・施工・維持管理など河川管理の事業全般にわたる「多自然川づくり」の取組が進められている。例えば、1991年から「魚がのぼりやすい川づくり推進モデル事業」が進められ、全国19のモデル事業河川において、ほぼ全てのモデル事業河川で魚類の遡上可能範囲が伸び、遡上可能距離の合計は1,249kmから2,048kmになった。

2002年には自然再生推進法が制定され、河川等における生態系ネットワークの形成や自然再生などの新たな取組も始まっている。釧路湿原（釧路川）を代表として、湿地環境の再生、蛇行河川の復元、湖岸環境の再生や礫河原の再生などを内容とする河川・湖沼・湿原の自然再生事業が、地域住民など幅広い主体と連携して進められている（BOX13,14 参照）。侵略的外来種であるオオクチバスやブルーギルなどについては、生態系や産業への被害を及ぼしている地域で、行政や民間による防除活動が進められている。

BOX 13 知床における河川の自然再生

知床は、海域と陸域の相互作用による特異な生態系が評価され、世界自然遺産に登録された。しかし、遺産登録にあたって国際自然保護連合（IUCN）からは、推薦地域内の全ての河川工作物にサケ科魚類が自由に移動できる魚道の整備が求められた。知床世界自然遺産地域科学委員会の河川工作物ワーキンググループでは、河川の自然再生を集中的に検討してきた。世界遺産地域内の 44 河川のうち 14 河川に、計 123 箇所の河川工作物（主に治山ダム）が設置されており、魚類への影響評価の結果、5 河川の 31 箇所は改善が必要と判断された。サケ科魚類の移動、工作物の上・下流の河川環境や漁場に対する負の影響、工作物の性能、改善後の維持管理の容易さを考慮した上で、地域ごとの河川状況に最も適した設計を選択した。その結果、いくつかの治山ダムでは、災害防止機能を保ちつつ、サケ科魚類の遡上の回復と上流での産卵床の拡大が確認されるに至った。



知床の森をながれる自然河川
（撮影：中村太士）

BOX 14 多自然川づくりの取組

建設省河川局は、1990 年に「多自然型川づくり実施要領」をとりまとめ、全国に到達した。多自然型川づくりの総数は、1991 年度から 2002 年度までで約 28,000 箇所に及び、その内容は、主に水際域の保全や復元を図るための個別箇所毎の対応が中心であった。これらの中には、画一的な標準断面形で計画したり、河床や水際を単調にしたりすることで、かえって河川環境の劣化が懸念される事例もみられた。国土交通省は、多自然型川づくりの現状の検証と、新たな知見を踏まえた今後の方向性を検討するため、2005 年に「多自然型川づくりレビュー委員会」を設置し、その提言を踏まえ 2006 年に「多自然川づくり基本方針」を定めた。現在では、繁殖環境の確保、瀬や淵、河畔林等河川空間を構成する要素への配慮、河川全体を視野に入れた計画づくり、自然再生事業等、流域そして生活史の視点からの川づくりへと、より広い視野からの取組も実施されている。

＜河川等における生態系ネットワーク＞

河川の上下流の連続性の確保は依然として課題であり、堰、ダム、砂防堰堤など河川を横断する施設の改築等が実施されている。それに関連して、河川における土砂移動などに関する技術開発など、山地から海岸まで一貫した総合的な土砂管理の取組が始まっている。また、河川と流域（小支川、水路、池沼、水田など）をつなぐ生態系ネットワークの確保についても検討されている。

＜陸水生態系における調査・情報整備＞

長期的なモニタリング調査の実施によって陸水生態系における調査・情報整備が進められている。1970年に開始されたガンカモ類の生息調査を始め、シギ・チドリ類などについても、継続的なデータの収集が行われている。1995年から開始された河川水辺の国勢調査では魚介類をはじめとした幅広い分類群で生息・生育状況が調査されており、1996年に創設された河川生態学術研究会では河川の歴史的変化と河川生態系の構造と機能、洪水攪乱の役割、生態系修復などに関し、生態学と工学の研究者が協働して総合的研究を実施している。他にも自然環境保全基礎調査が定期的に行われ、2003年から「モニタリングサイト 1000」事業の陸水域の調査サイトで継続的なデータの収集が始められている。

引用文献

- 1) 藤本真宗, 前田諭, 永盛芳孝, 荒川仁, 2005: 北上川下流におけるガン・カモ類を中心とした冬鳥の生息環境保全について, リバーフロント研究所報告, 16, 51-57.
- 2) 竹内亀代司, 丸岡昇, 大門智, 2007: 石狩川下流の自然再生計画について, リバーフロント研究所報告, 18, 33-40.
- 3) 高比良光治, 前田諭, 山本有二, 渡辺晋, 手塚文江, 2005: 信濃川下流域における魚類を中心としたエコロジカルネットワークの再生について, リバーフロント研究所報告, 16, 43-50.
- 4) 中村隆俊, 山田 浩之, 仲川泰則, 笠井由紀, 中村太士, 渡辺綱男, 2004: 自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態 : 一植生と環境の対応関係からみた攪乱の影響評価一, 応用生態工学, 7, 53-64.
- 5) 山田浩之, 中村隆俊, 仲川泰則, 神谷雄一郎, 中村太士, 渡辺綱男, 2004: 自然再生事業区域釧路湿原広里地区における湿原環境の実態 : 一酪農草地化および河川改修が湿原地下水環境に及ぼす影響一, 応用生態工学, 7, 37-51.
- 6) Nakamura F, T Sudo, S Kameyama, and M Jitsu, 1997: Influences of channelization on discharge of suspended sediment and wetland vegetation in Kushiro Marsh, northern Japan., Geomorphology, 18, 279-289.
- 7) Kameyama S, Y Yamagata, F Nakamura, and M Kaneko, 2001: Development of WTI and turbidity estimation model using SMA Application to Kushiro Mire, eastern Hokkaido, Japan., Remote Sensing of Environment, 77, 1-9.
- 8) 兼松誠子, 1997: 瀬戸内海および児島湖における赤潮の発生と水質特性, 水環境学会誌, 20, 486-490.
- 9) 滋賀県農政水産部耕地課・農村振興課, 2008: 農村地域の良好な水循環を目指して.
http://www.pref.shiga.jp/g/kochi/mizuujyunkan/nohai_taisaku/siryo-syu/siryo-syu.html
- 10) 嶋村鉄也, 徳地直子, 尾坂兼一, 伊藤雅之, 大手信人, 竹門康弘, 2009: 深泥池における水質管理に向けた水質の空間分布の把握, 保全生態学研究, 2009, 14, 153-163.
- 11) 藤田光一, 富田陽子, 大沼克弘, 小路剛志, 伊藤嘉奈子, 山原康嗣, 2008: 日本におけるダムと下流河川の物理環境との関係についての整理・分析- ダムと下流河川の自然環境に関する議論の共通基盤づくりの一助として -, 国土技術政策総合研究所資料, No.445.
- 12) 高橋浩揮, 丸岡昇, 竹内亀代司, 渡邊恵三, 2007: 真駒内川における礫河床の復元に関する実験的研究について (中間報告), リバーフロント研究所報告, 18, 1-6.
- 13) 玉井信行, 1999: 河川の自然復元に向けて, 応用生態工学, 2, 29-36.
- 14) 増子輝明, 前村良雄, 三品智和, 内田誠治, 2007: 鬼怒川中流部における礫川原の再生, リバーフロント研究所報告, 18, 25-32.

- 15) 増子輝明, 前村良雄, 須藤忠雄, 2009: 神流川における河道内樹林の適正な管理に向けて, リバーフロント研究所報告, 20, 51-59.
- 16) 辻本哲郎, 1999: ダムが河川の物理的環境に与える影響 ―河川工学及び水理学的視点から―, 応用生態工学, 2, 103-112.
- 17) 藤本真宗, 五道仁実, 内田誠治, 2006: 多摩川における礫河原再生について, リバーフロント研究所報告, 17, 25-31.
- 18) 中村太士, 1999: ダム構造物が水辺林の更新動態に与える影響, 応用生態工学, 2, 125-139.
- 19) 井上幹生, 中野繁, 1994: 小河川の物理的環境構造と魚類の微生息場所, 日本生態学会誌, 44, 151-160.
- 20) 萱場祐一, 2003: 自然共生研究センターの取り組み―河川におけるハビタットの保全と復元―, 応用生態工学, 5, 257 -263.
- 21) 渡辺恵三, 中村太士, 加村邦茂, 山田浩之, 渡邊康玄, 土屋進, 2001: 河川改修が低生魚類の分布と生息環境に及ぼす影響. 応用生態工学, 4, 133-146.
- 22) 鷺谷いづみ, 氾濫原湿地の喪失と再生:水田を湿地として活かす取り組み, 地球環境, 12, 3-6.
- 23) 林義雄, 谷田一三, 2008: ヒゲナガカワトビケラ (*Stenopsyche marmorata*) の遺伝的集団構造に対するダム湖の影響: 神奈川県酒匂川水系での検討, 応用生態工学, 11, 153-159 .
- 24) 都築隆禎, 毛利雄一, 児玉好史, 佐合純造, 中西宣敬, 2009: 淀川水系猪名川の自然再生について, リバーフロント研究所報告, 20, 16-26.
- 25) 香川尚徳, 1999: 河川連続体で不連続の原因となるダム貯水による水質変化, 応用生態工学, 2, 141-151.
- 26) 森誠一, 1999: ダム構造物と魚類の生活, 応用生態工学, 2, 165-177.
- 27) 都築隆禎, 水野雅光, 坂本俊二, 辻光浩, 池村彰人, 2005: コウノトリと人が共生する川づくり, リバーフロント研究所報告, 16, 25-34.
- 28) Han M, M Fukushima, S Kameyama, T Fukushima, and B Matsushita, 2008: How do dams affect freshwater fish distributions in Japan? Statistical analysis of native and nonnative species with various life histories, Ecological research, 23, 735-734.
- 29) 斉藤重人, 水野雅光, 辻光浩, 川嶋康彦, 2005: 琵琶湖の水陸移行帯改善対策について, リバーフロント研究所報告, 16, 74-81.
- 30) 角野康郎, 2009: 陸水における水生植物の多様性と保全 (神戸大学水圏光合成生物研究グループ (編) 水環境の今と未来: 藻類と植物の出来ること, 生物研究社, 141pp.) .
- 31) 竹内亀代司, 丸岡昇, 大門智, 渡辺洋一, 2006: 石狩川のカワヤツメに配慮した河岸の検討について, リバーフロント研究所報告, 17, 1-8.

- 32) 瀧健太郎, 渡部秀之, 坂之井和之, 遠井文大, 関基, 杉野伸義, 2007: チスジノリがよみがえる川づくり (兵庫県安室川) -第4報-, リバーフロント研究所報告, 18, 7-14.
- 33) 山内克典, 2002: 長良川河口堰が長良川下流域の低質および二枚貝に与えた影響, 応用生態工学, 5, 53-71.
- 34) 河口洋一, 中村太士, 萱場祐一, 2005: 標津川下流域で行った試験的な川の再蛇行化に伴う魚類と生息環境の変化, 応用生態工学, 7, 187-199.
- 35) 阿部永, 2003: カワネズミの捕獲, 生息環境および活動, 哺乳類科学, 43, 51-65.
- 36) 鳥羽悦男, 1994: 長野県犀川および千曲川のコアジサシ *Sterna albifrons* の営巣数の減少とその保護, Strix, 13, 93-101.
- 37) 岡奈理子, 1988: 沼及び流域の開発が手賀沼の水禽類に与えた影響, 手賀沼 1990 年代の課題 鳥と人との共存, 71-98.
- 38) 南條吉之, 細井由彦, 城戸由能, 矢木修身, 稲葉一穂, 2000: 湖山池における藻類増殖の制限物質について, 水環境学会誌, 23, 690-696.
- 40) 村中孝司, 鷺谷いづみ, 2001: 鬼怒川砂礫質河原の植生と外来植物の侵入, 応用生態工学, 4, 121-132.
- 41) 美濃部博, 桑村邦彦, 2001: 琵琶湖周辺の内湖における魚類相の変化と生息環境分析 -在来魚の繁殖・生息の場としての生態的機能の復元に向けて-, 応用生態工学, 4, 27-38.
- 42) 国土交通省北陸地方整備局千曲川河川事務所, 2003: 千曲川・犀川のアレチウリ, 国土交通省北陸地方整備局千曲川河川事務所調査課.
- 43) 宮脇成生, 鷺谷いづみ, 1996: 土壌シードバンクを考慮した個体群動態モデルと侵入植物オオブタクサの駆除効果の予測, 保全生態学研究, 1, 25-47.
- 44) 宮脇成生, 鷺谷いづみ, 2004: 生物多様性保全のための河川における侵略的外来植物の管理, 応用生態工学, 6, 195-209.

第 5 節 沿岸・海洋生態系の評価

本節では、評価期間中（1950 年代後半～現在）の沿岸・海洋生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を 3 つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 沿岸・海洋生態系における損失の評価

- 沿岸・海洋生態系の状態は、1950 年代後半から現在に至る評価期間において大きく損なわれており、長期的に悪化する傾向で推移している。
- 特に評価期間前半の開発や改変によって、干潟や自然海岸など一部の沿岸生態系の規模が全国規模で大幅に縮小した（第 1 の危機）。
- 現在、社会経済状況の変化によって、沿岸域の埋立等の開発・改変の圧力は低下しているが、継続的な影響が懸念される。これに加えて、海岸侵食の激化や外来種の侵入、地球温暖化の影響が新たに懸念されている（第 3 の危機、地球温暖化の危機）。

2. 評価の理由

本評価において、沿岸・海洋生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、指標別の評価は以下のとおりである。

表 III-5 沿岸・海洋生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 状態と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
沿岸・海洋生態系 の指標	指標 27 沿岸生態系の規模・質			
	指標 28 浅海域を利用する種の個体 数・分布			
	指標 29 有用魚種の資源の状態			

注: 評価期間当初(1950 年代後半)の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
				
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失
				

注: 視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注: 損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

指標 27 沿岸生態系の規模・質

指標の解説

○沿岸生態系の規模・質は、主に沿岸・海洋生態系における「第 1 の危機」に関する損失の状態を示す指標である。

○沿岸生態系を構成する干潟や藻場などの要素の開発・改変は、沿岸生態系の規模を縮小させる。

- 生活排水、産業排水等による沿岸海域の水質悪化は生態系の質を低下させる。
- 外来種の侵入（第3の危機）や地球温暖化（地球温暖化の危機）によっても、今後、これらと同様の損失を生じさせる可能性がある。

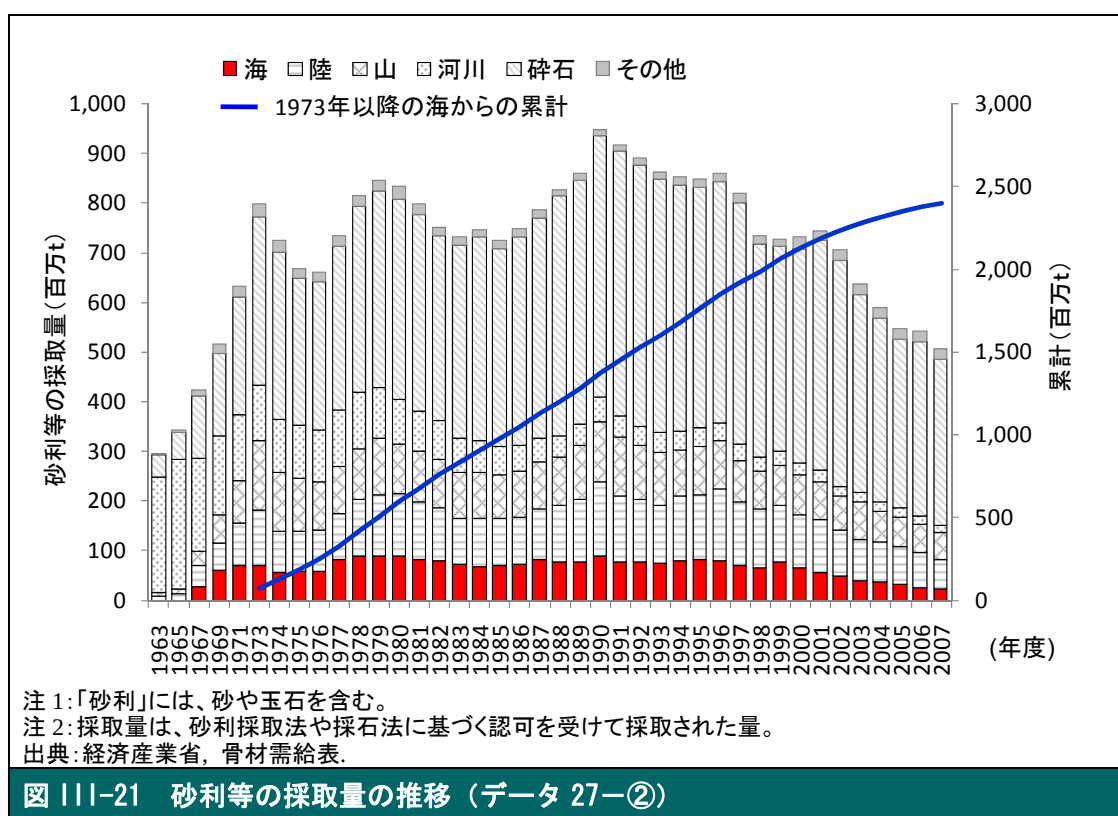
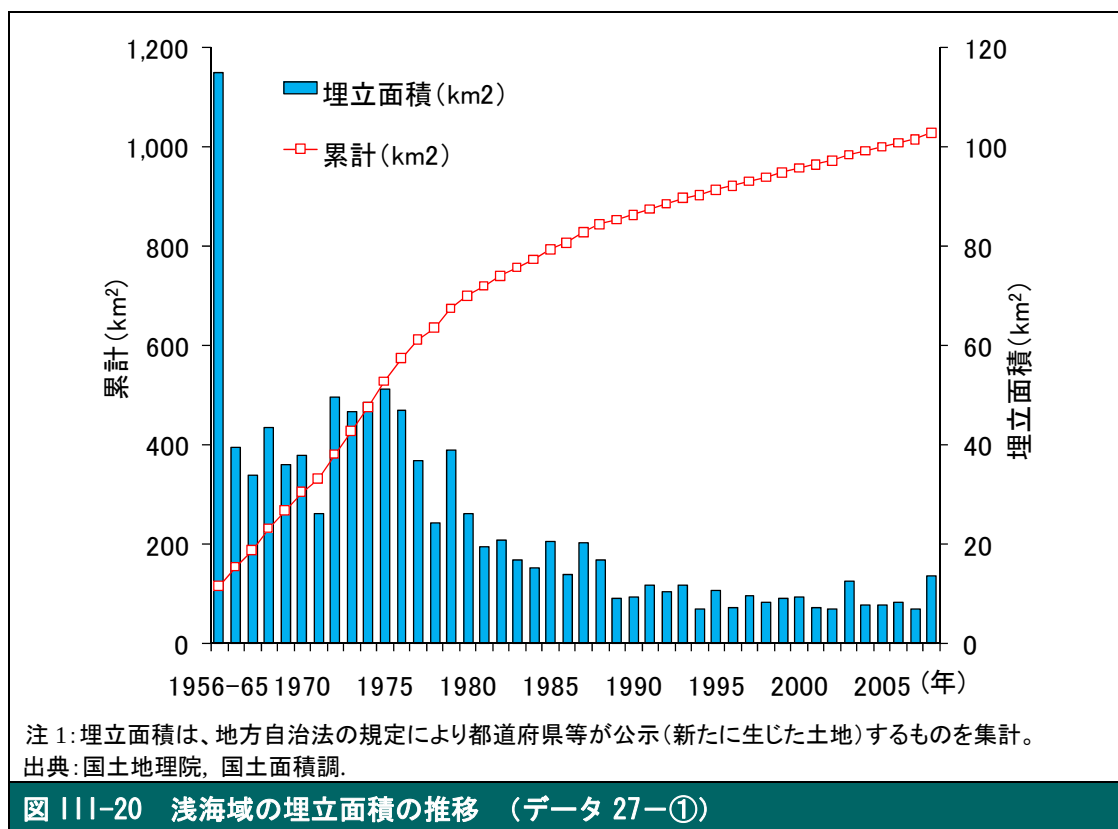
指標別の評価

- 評価期間前半の高度経済成長期などに、全国の浅海域において埋立等の開発や改変が進行し、干潟、藻場、サンゴ礁、砂浜、岩礁や砂堆などの浅海域の生態系の大幅な縮小をもたらした。
- 社会経済状況の変化により、現在、沿岸生態系に対する開発・改変の圧力は低下しているが、継続的な影響が懸念される。また、海岸侵食の加速や地球温暖化の影響が懸念されている。

評価の理由

<埋立などの開発>

評価期間の前半の高度経済成長期における埋立・浚渫（しゅんせつ）、海砂利（海砂等）の採取、人工構造物の設置などの開発・改変によって、浅海域の生態系の要素である干潟、藻場、サンゴ礁、自然の砂浜などの規模は大幅に縮小した（データ 27-④:表 III-6,巻末、27-⑤:巻末、27-⑥:表 III-6,巻末、27-⑦:同、27-⑧:同）。わが国では平地の沿岸部に人口や産業が集中しており、沿岸の生態系に環境負荷がかかりやすいとされ¹⁾、高度経済成長期の1950年代後半から1980年頃まで毎年40km²前後の浅海域が埋め立てられた（データ 27-①:図 III-20）。埋立面積は次第に減少し、1990年以降は年間10km²前後に低下し、影響は継続しているものの、新たな損失の要因としてはやや軽減した可能性がある。同様に、海砂利（海砂等）の採取については、1960年代に採取量が増加し、1970年代から1990年代後半までは毎年約7,000万t～9,000万t以上の量が採取されていた。その後、瀬戸内海では規制が進むなどして近年は全国で年間4,000万tを下回って推移しているが、それ以外の海域では現在も採取が継続している（データ 27-②:図 III-21）。



＜海岸の人工化＞

主に評価期間の前半において高潮・津波などの災害防止等のための海岸の人工化（汀線とそれに隣接する陸や海における人工構造物の設置）が進み、自然の海岸の規模が縮小するとともに、海岸－海浜域－沿海域といった陸と海との連続性が低下した²⁾。堤防・護岸等が整備された海岸線の延長は、特に1960年代から1970年代にかけて急速に増加し、現在では約1万kmに及び全海岸延長の約30%を占めている（データ27－③:巻末）。また、汀線に人工構造物がない海岸を自然海岸とした場合、海岸の人工化によって、その延長は、評価期間半ばに位置する1978年には既に全海岸延長の約60%に低下し、さらに20年後の1998年には約50%に低下している。自然海岸の延長は特に岩礁海岸よりも砂浜海岸において減少している傾向がある（データ27－④:表III-6, 巻末）。自然海岸が少ない地域としては瀬戸内海（中国側）、大阪湾、富山湾、伊勢湾、東京湾などで、多いのは日本海（山陰）、三陸などである。汀線以外の後背地まで含めて自然の状態にある海岸はさらに少なくなっているとされている。

＜干潟の縮小＞

干潟は、内湾に立地することが多く、開発されやすいため、主に評価期間前半の高度経済成長期における埋立・干拓によって大幅に縮小した³⁾。多くの干潟は後背地の陸域が改変されたことを通して、海岸同様、陸と分断される傾向にある^{4), 5), 6)}。全国の干潟の面積は、評価期間前の1945年から1970年代後半までの約30年間に35%減少し、その後の約20年間でも1945年比で6%減少した（データ27－⑤:表III-6, 巻末）。例えば瀬戸内海では、1945年から1990年頃の間約50年間で、干潟は約210km²から約120km²に半減し、東京湾では、同様の50年間の間に干潟の面積は約100km²から約20km²と約80%減少した（データ27－⑥:巻末）。

＜藻場の縮小＞

藻場は、潮下帯にあつて海草や海藻から形成され、産卵や仔稚魚の生息の場所となり、内湾の生物だけではなく外海の生物や時には外洋の生物にも利用されている。藻場の分布は、北海道、青森、石川、静岡、長崎の5道県で全国の50%以上を占め、特に海草藻場の約30%が北海道に分布する。全国的に、海草藻場は埋立等の改変や水質汚濁などにより、また海藻藻場はこれらに加えて磯焼けなどによって大きく縮小した^{7), 8)}。評価期間半ばの1970年代前半の全国の藻場面積が約2,100km²であったのに対し、評価期間後半の1990年頃には約2,010km²と4%ほど減少した（データ27－⑦:表III-6, 巻末）。1990年代から2000年代にかけて、さらに減少したと推計されている⁹⁾。なお、藻場の減少要因の一つとして、海水温の上昇による亜熱帯性の植食性の魚類等の冬季の滞留が指摘されている¹⁰⁾。また、一部の海域ではガラモ場の種組成が温帯性のホン

ダワラ類から亜熱帯性のホンダワラ類へ変化しており、地球温暖化の影響が指摘されている。

＜サンゴの減少＞

南西諸島等にみられるサンゴ礁の礁地内におけるサンゴ群集の面積は、1970年代後半から1990年頃までの約15年間に4%ほど減少し、沖縄島では15%が減少した（データ27-⑧:表III-6,巻末）。また、1970年代、南西諸島等におけるサンゴの被度はほぼ100%であったとされるが、1990年頃のサンゴ群集では、約60%が被度5%未満、約90%が被度50%未満であり、全体としてサンゴの被度が低い状態であることが指摘されている（データ27-⑧:巻末）。

このようなサンゴの規模の縮小や質の低下の要因としては、まずは埋立などの開発が挙げられるほか^{3), 11)}、赤土の流入^{12), 13)}、その他オニヒトデの食害、サンゴの白化、海洋の酸性化などが指摘されている。南西諸島では、評価期間の当初からサンゴ食生物のオニヒトデが大発生した記録があるが、1970年代から80年代にかけての大発生は大きな被害を及ぼした¹⁴⁾。2000年代にも再び大発生して被害を及ぼしている（データ27-⑨:巻末）。また、因果関係に議論はあるものの、地球温暖化との関係が指摘されている現象として、異常高水温等にもなうサンゴの白化が1980年代から確認されており¹⁵⁾（データ12-②:図II-19）、また近年ではサンゴの分布の北上などが報告されている¹⁶⁾。海洋の酸性化により（データ27-⑩:巻末）、炭酸カルシウムの殻や骨格を作る貝やサンゴ、円石藻類などの生物群の生存に影響があるといわれている¹⁷⁾。

＜砂浜や砂堆の縮小＞

全国の各地で海岸侵食が進んで砂浜が縮小しており、その速度を増している。海岸侵食の背景として、海砂利（海砂等）の採取、川砂利の採取、ダムなどの河川の整備にともなって土砂供給が減少していること^{18), 19)}、陸から海に突き出た構造物などによって漂砂システムが変化することで砂浜環境が影響を受けたことが指摘されている^{19), 20), 21), 22), 23)}。例えば全国の砂礫海岸の侵食速度は、20世紀初頭（明治中期）から1970年代後半までは年間約0.7km²であったが、1970年代後半から1990年代前半までは年間約1.6km²であり、砂浜への影響も著しく増加した可能性がある（データ27-⑪:巻末）。また、瀬戸内海、有明海・八代海等では、度重なる海砂利（海砂等）の採取により、潮流によって浅瀬に形成された砂堆の多くが失われ、砂堆が縮小しているといわれている。また海砂利（海砂等）の採取はアマモ場の減少に影響したとされ、海砂利（海砂等）の採取の縮小後の水質の改善とアマモ場面積の回復の時期の一致が指摘されている。その他、海砂利（海砂等）の採取の結果形成された深堀り跡は、貧酸素水塊の発生や底生生物の生息環境の悪化の一因として指摘されている²⁴⁾。これら以外にも、

近年は、地球温暖化による急速な海面上昇が干潟や砂浜等に影響を及ぼす可能性が新たに懸念されている²⁰⁾。

表 III-6 沿岸生態系の規模の変化（データ 27-④、27-⑤、27-⑥、27-⑦、27-⑧）

生態系 \ 年次(注 1)	1945 年 (注 2)	1973 年 (注 2)	1978 年頃 (注 2)	1984 年 (注 3)	1990 年頃 (注 4)	1995 年頃 (注 5)
干潟の面積 (km ²) (注 6)	841 (100)		553		514 (61)	496
藻場の面積 (km ²)		2,097 (100)	2,076		2,012 (96)	1,455
海草藻場の面積 (km ²)		478	469		316	264
海藻藻場の面積 (km ²)		1,587	1,578		1,561	655
礁池内のサンゴ群集 の面積 (km ²)			357 (100)		342 (96)	
自然海岸の延長 (km) (注 7)			18,717 (100)	18,155	17,859 (96)	17,414
浜の延長 (km)			9,817	9,326	9,089	8,722
岩礁の延長 (km)			8,901	8,829	8,770	8,692

- 注 1：年次は調査が実施された年度等を示しており、厳密に当該年の実態を示したものとは限らない。
- 注 2：1978 年頃の干潟、藻場、サンゴ群集の面積は、1990 年頃の現存面積に 1978 年から 1990 年頃までの消滅面積を加えて算出したもの。1945 年の干潟の面積は、このようにして算出した 1978 年頃の面積に 1945 年から 1978 年頃までの消滅面積をさらに加えて算出したもの。また 1973 年の藻場の面積も同様。1978 年頃の自然海岸の延長については 1978-79 年度調査のデータである。
- 注 3：1984 年度調査のデータである。
- 注 4：干潟、藻場、サンゴ群集の面積については 1989-92 年度調査のデータ、自然海岸の延長については 1993 年度調査のデータである。
- 注 5：いずれも 1995-96 年度調査のデータである。ただし、干潟・藻場の面積については、徳島県・兵庫県が未調査であるため、1989-92 年度調査のデータを用いて補完してある。また、藻場の面積については、前 2 回の調査が水深 20m までを対象としていたのに対し、水深 10m までを対象としているため直接的な比較はできない。
- 注 6：干潟は現存する干潟で、次の要件の全てに合致するもの。①高潮線と低潮線に挟まれた干出域の最大幅が 100m 以上あること。②大潮時の連続した干出域の面積が 0.1km² 以上であること。③移動しやすい底質（礫、砂、砂泥、泥）であること。
- 注 7：自然海岸は「海岸（汀線）が人工によって改変されないで自然の状態を保持している海岸（海岸（汀線）に人工構造物のない海岸）」をいう。なお、後背地における人工構造物の有無は問わない。
- 注 8：括弧内の数値は基準年を 100 とした場合の変化の割合を示す指数。
- 出典：環境庁，自然環境保全基礎調査海岸調査（第 2 回，第 3 回，第 4 回）、同海辺調査海辺環境調査（第 5 回）、同干潟・藻場・サンゴ礁調査（第 2 回）、同海域生物環境調査（第 4 回）、同海辺調査浅海域環境調査（第 5 回）。

＜閉鎖性海域の水質の変化＞

内湾などの閉鎖性海域における水質は、評価期間の後半を通じてやや改善する傾向にあるといえる。海水の富栄養化によって生じる赤潮や青潮が東京湾、伊勢湾、瀬戸内海において発生した件数は、評価期間の後半においておおむね減少する傾向がみられる（データ 27－⑫:巻末）。しかし、閉鎖性海域における環境基準（BOD、COD）の達成度は、1970 年代半ばから 90 年代にかけては改善する傾向を示したが、近年はやや悪化する傾向で推移している（データ 27－⑬:巻末）。生活排水などで富栄養化が進行する一方で²⁵⁾、都市部の河口域で干潟などの浄化機能を持つ生態系が減少する傾向にあることが指摘されている²⁶⁾。地域的にはアナアオサの異常繁殖もみられている。水質の汚濁による透明度の低下や底層水の貧酸素化、底質の還元化の進行は魚類等をへい死させ、底生の微細藻類等の一次生産や生物量を減少させることが懸念されている²⁷⁾。そのほかにも、沿岸に立地する施設からの温排水や汚排水が周辺に生息・生育する生物へ与える影響が指摘されている^{28), 29)}。瀬戸内海、有明海など一部の海域ではノリの色落ち等が生じ、問題となっている場合もみられる。

指標 28 浅海域を利用する種の個体数・分布

指標の解説

- 浅海域を利用する種の個体数・分布の変化は、主に沿岸・海洋生態系における「第 1 の危機」に関係する損失の状態を示す指標である。
- 浅海域の生態系の開発・改変や生活・産業排水による水質の悪化などは、浅海域を利用する野生生物の個体数や分布を減少・縮小させる。
- 外来種の侵入や化学物質の影響（第 3 の危機）、地球温暖化の影響（地球温暖化の危機）によっても、今後、これらと同様の損失を生じさせる可能性がある。

指標別の評価

- 評価期間の前半からの開発・改変や水質の悪化による損失に加えて、近年、海岸侵食や地球温暖化による影響が懸念されている。

評価の理由

＜浅海域の開発や改変による影響＞

沿岸域の開発や改変は生態系の規模の縮小をもたらし、干潟、藻場、砂浜等を生息地・生育地としてきたシギ・チドリ類³⁰⁾、アサリ類、ハマグリ類、カブトガニ、海浜植物や、産卵場所として利用するウミガメ類^{31), 32)}、また生活史の一部分をこれらの浅海域に依存してきた魚類などの個体数や分布に大きな影響を与えてきた^{33), 34)}（BOX 15 参照）。例えば、評価期間の後半 1970 年代後半から現在にかけて、秋の渡りの時期に干潟や砂浜を利用するタイプのシギ・チドリ類の個体数は減少する傾向にある。わが

国の干潟や砂浜の減少だけでなく、東アジアにおける繁殖地・中継地の環境の悪化が、この背景にあると指摘されている（データ 28－①:図 III-22）。また、干潟や砂浜の環境の悪化は、そこに生息する重要な漁業資源であるハマグリ類にも影響を与えた可能性がある。ハマグリ類の漁獲量は 1960 年代にピークを迎えた後に急速に減り、近年ではピーク時の 3%程度である。特に、ハマグリ類に含まれる種のうち、干潟に生息するハマグリは各地で絶滅が危ぶまれている（データ 28－②:図 III-23）。さらに、1980 年代以降のアサリの漁獲量の減少についても、同様に砂浜や干潟の埋立などによる環境悪化が指摘されている³⁵⁾。その他にも海砂利（海砂等）の採取などにともなう砂堆の消失はイカナゴ資源の減少を招いたとされ（コラム「砂堆（さたい）の生態系」参照）、それがさらにアビ類の減少などに影響したといわれている。わが国の砂浜は、アカウミガメの北太平洋個体群の唯一の産卵地として貴重である。産卵地の中心は九州南部、最も集中するのは屋久島北西部である（データ 28－③:巻末）。

BOX 15 海岸動物の種類数の変化（瀬戸内海呉市の事例）

広島沿岸呉市周辺の6地点で1960年から1999年までの約40年間に渡って浅海の海岸動物の種類数を調査した結果によると、多くの地点で1960年代前半から1970年代前半にかけての高度経済成長期に急激な種数の減少が認められる。その後、1973年に瀬戸内海環境保全特別措置法が施行されると確認種数が回復傾向を示すが、すぐに再び減少に転じて1990年代半ばまで種数の減少は続いた。1990年代半ば以降1999年まで種数は緩やかに回復の兆しをみせているが、依然として1960年代の水準には遠く及ばない。種数の減少要因としては富栄養化や上流部の開発による土砂流入、水質汚濁、有害化学物質の流入などが主なものと考えられている。

（出典：藤岡義隆，2000：広島沿岸の生態系の変遷，住民が見た瀬戸内海，海をわれらの手に，技術と人間，81－92，pp209.）

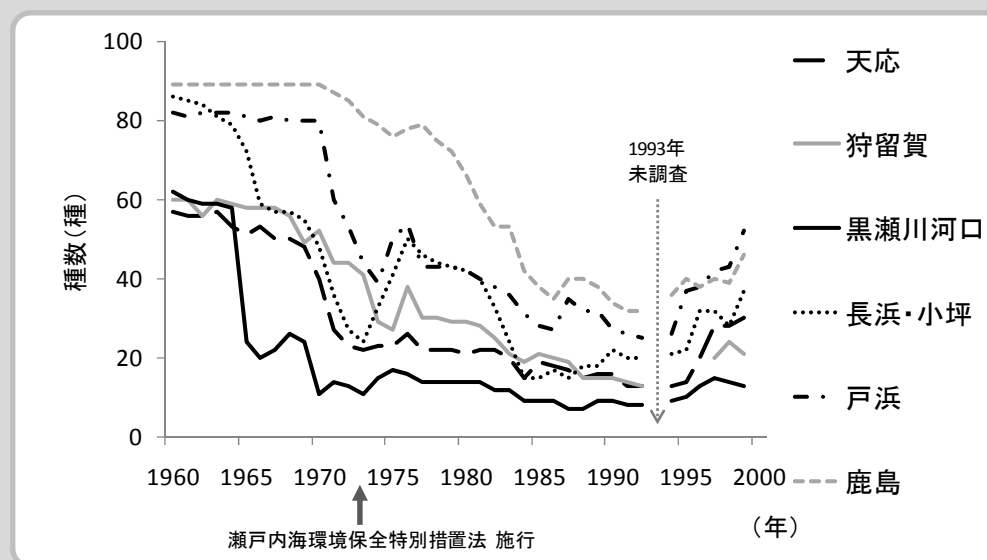
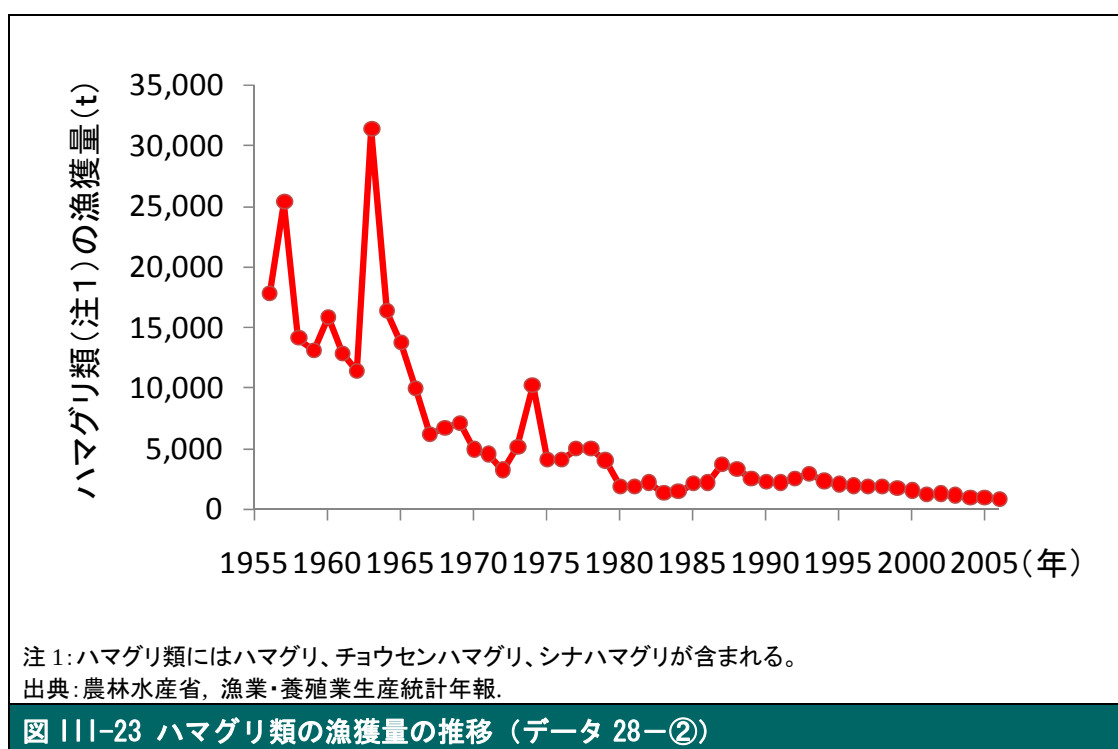
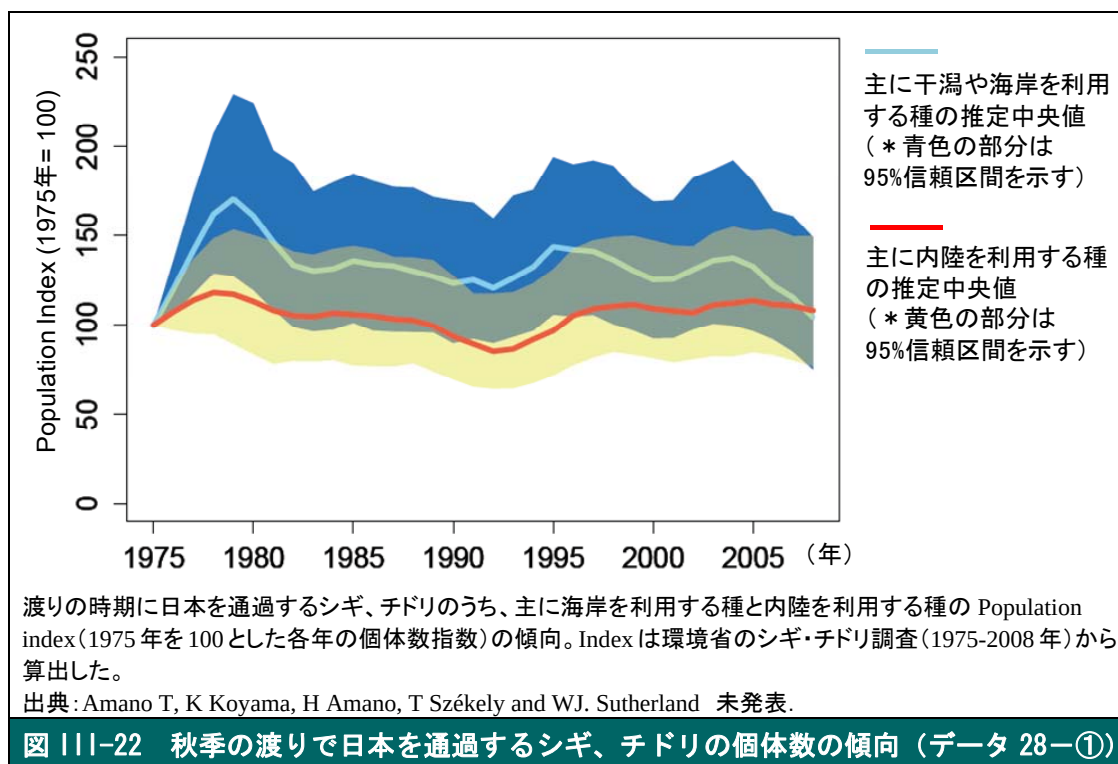


図 呉市周辺における海岸生物の種類数の変化



コラム：砂堆（さたい）の生態系

海洋底の大半は泥底であるが、浅海域の特別な場所にだけ、砂が堆積した場所があり、そのような砂の堆積地は砂堆と呼ばれる。瀬戸内海には灘と瀬が連続し、大きな潮汐流によって砂が選別され、その砂は潮通しのよい瀬の周囲に堆積して砂堆を形成した。砂堆は、砂に潜る習性のあるイカナゴやナメクジウオなどの生息地である。特にイカナゴは冷水性の魚で、瀬戸内海の水産資源の中核にあり、イカナゴの豊産が、タイなどの瀬戸内海の水産資源の豊産を支えていたと考えられている。

瀬戸内海には、砂堆と深い関係のある3つの生物の生息地が天然記念物に指定されていた。三原市幸崎町有竜島のナメクジウオ生息地、呉市豊浜町のアビ渡来群游海面、竹原市高崎町スナメリクジラ回游海面である。有竜島（うりゅうとう）は砂堆そのものであり、アビとスナメリは、イカナゴを餌とする生物で、それらがイカナゴを追う海域では、アビとスナメリに混じってイカナゴやタイを漁獲する伝統的漁法（鳥付き網代とスナメリ網代）が存在した。砂堆と、砂堆をめぐる食物連鎖が、いかに瀬戸内海の自然を特徴づけていたかがわかる。

しかし、高度経済成長期になると、コンクリートの骨材用や埋立用に、大量の海砂の採取が始まった。こうして、1970年代から1990年代にかけて、瀬戸内海の砂堆の多くが失われたのである。岡山県の備讃瀬戸には数多くの砂堆が存在したが、その多くも、この時期に失われ、ちょうどそれと時期を同じくして、イカナゴの漁獲量が激減した。一方、兵庫県の明石沖には、鹿の瀬と呼ばれる砂堆

があった。明石漁協は鹿の瀬における海砂採取を認めなかったため、幸いにして、この砂堆と、この海域のイカナゴ漁は今でも健在であり、早春にはイカナゴの釘煮が関西圏に流通する。

瀬戸内海では河川からの砂の補充が遅いため、過剰な採取によって枯渇してしまった海砂資源が短期間に回復する可能性はほとんどない。瀬戸内海に隣接する府県は、2000年後までに遅ればせながら海砂採取の禁止に踏み切り、採取はほぼ止んだ。しかし、骨材用の砂の需要は衰えず、現在、海砂採取の中心は九州や南西諸島に移っている。これらの海域の砂堆は、内海ではなく、むしろ砂浜やサンゴ礁の沖合に広がっている。海砂の採取の影響は多岐にわたる。海砂採取は、特徴ある砂堆の自然と生物多様性を直接破壊するだけでなく、イカナゴなどの砂堆の豊かな生物相の喪失の影響は食物連鎖を通じて内海域全体の生態系に波及する。また、海砂採取の際に発生する汚濁は、海域の透明度を著しく低下させ、底質をヘドロ化させるだけでなく、藻場やサンゴ礁にも大きな影響を与える可能性がある。さらに、海砂採取を行なった浚渫跡地は、周囲からの埋め戻しが進行し、その連鎖が海岸線の後退を導く。

南西諸島の浅海に広がる砂堆は、十分な調査が行なわれていないが、高い生物多様性を擁していることは確かである。海砂は決して無尽蔵の資源ではなく、砂堆の砂そのものが、高い生物多様性と豊かな食物連鎖をはぐくむ場であることはいくら強調してもしすぎることはない。

（委員 加藤真）

＜外来種による影響＞

沿岸における外来種の増加と分布の拡大が指摘されている^{36), 37)}。タイワンシジミなど、食用として意図的に持ち込まれた外来種、ムラサキイガイやサキグロタマツメタガイなど船舶のバラスト水や生物の船体付着などによると思われる非意図的な導入も知られており³⁷⁾、一部の種は侵略的外来種として分布の拡大と既存の生態系への影響が懸念されている^{36), 37)}。

＜化学物質による影響＞

分解されにくい化学物質による海洋・沿岸の生物への影響が指摘されている。例えば PCB など有害な化学物質が、食物連鎖を通じて高次捕食者の体内に蓄積され^{38), 39), 40)}、野生動物や人に影響を及ぼすことが知られている。また船体に塗布された TBT（トリブチルスズ化合物）などの化学物質が、貝類の生殖機能に影響を及ぼしているという報告もある^{41), 42)}。

＜地球温暖化による影響＞

地球温暖化による海洋・沿岸の生物への影響が懸念されている。その関係については議論があるものの、一部の海域では海水温の上昇による南方系の魚種の増加、海藻の分布の南限または北限の変化など、種構成の変化が報告されている。また、大気中の二酸化炭素の増加にともなう海水の酸性化は、石灰質の骨格を持つ貝類、サンゴなどの海洋生物に影響をもたらすとして懸念されている。

指標 29 有用魚種の資源の状態

指標の解説

- 有用魚種の資源の状態は、沿岸・海洋生態系において主に「第1の危機」に関する損失の状態を示す指標である。
- 生物資源として有用な魚種の生息地となる藻場・干潟などが浅海域の直接的な改変によって縮小した場合や、回復力を上回る漁獲が行われた場合には、これらの種の個体数の減少が生じる可能性がある。

指標別の評価

- 現在、資源評価を実施している水産資源の約 40%が低位水準にある。近年、資源管理の成功などにより増加傾向にある種もあるが、全体としては減少傾向にある種が増えている。

評価の理由

＜資源評価＞

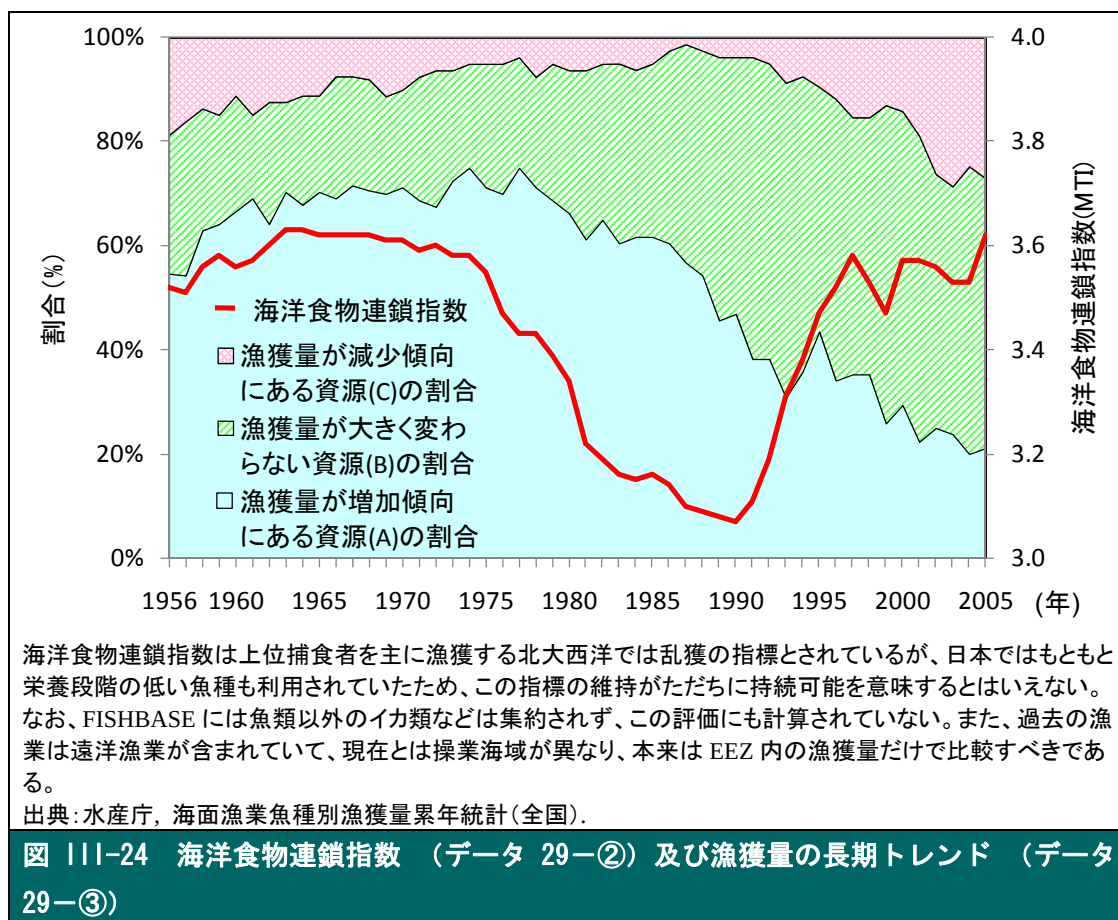
わが国周辺の海洋生態系は漁業によって利用されているが、現在、わが国周辺の海域において資源評価を実施している水産資源の約 40%が低位水準にある⁴³⁾。高位水準にはサンマなど 13 系群が、中位水準にはマアジなど 34 系群が、低位水準にはマサバなど 37 系群が含まれる（データ 29－①:巻末）。海水温等海洋環境の変化、沿岸域の開発等による産卵・生育の場となる藻場・干潟の減少、一部の資源で回復力を上回る漁獲が行われた等、様々な要因の影響が指摘されている⁹⁾。

＜海洋食物連鎖指数＞

海洋食物連鎖指数（MTI: Marine trophic index）⁴⁴⁾ は、漁獲データをもとに魚種の平均栄養段階を示すもので、生態系の完全性と生物資源の持続可能な利用の両面を表す指標とされる。わが国の MTI は、世界平均の 3.3 に比べると高い水準にある。マイワシが豊漁だった 1980 年代にはいったん減少したものの、現在では半世紀前とほぼ同様の栄養段階を示している（データ 29－②:図 III-24,巻末）。ただし、わが国ではもともと栄養段階の低い魚種が利用されているなど、MTI を指標として用いるには留意が必要である。

＜漁獲量の長期トレンド＞

約 80 魚種について、200 海里漁業専管水域が設定された 1977 年以後の漁獲量の幾何平均より高いものを A、半分以下のものを C、中間を B とし、各年の種数を集計し漁獲量の長期トレンドを得た（データ 29－③:図 III-24）。減少傾向にある魚種（C）については、1970 年代までは未利用資源が多く、1987 年には未利用資源はほとんどなかったが、その後は増加傾向にある（データ 29－③）。サケ類、カタクチイワシ、ブリ、ホッケ、サワラ、ハタハタ、スズキ類、イセエビ、ホタテガイ、ウバガイなどが A の魚種に含まれ、最近増加傾向にある。この一部は資源管理の成功と種苗生産の結果の可能性もある。その一方で最近減少している魚種にはマイワシ、スケトウダラ、メヌケ類、キチジ、ハモ、クルマエビ、タラバガニ、ハマグリ類、アサリ類、コンブ類、テングサ類などがある。



3. 損失への対策

沿岸域を中心に、保護地域の指定、資源回復のための枠組みの構築、自然再生、水質保全対策等が進められているが、重要な浅海域である干潟等の沿岸・海洋の保護地域の指定などはいまだ十分ではなく、減少した漁業資源の回復に向けた取組等も引き続き必要と考えられる。

<沿岸・海洋域における保護地域等>

沿岸・海洋域については重要な海域には自然公園、鳥獣保護区、ラムサール条約湿地などの保護地域が指定されているが、干潟をはじめ、藻場・サンゴ礁など海域のカバー率は陸域に比べ相対的に低い。保護地域のカバー率を高めるため、自然公園や自然環境保全地域については海域の生物多様性の保全制度の充実、海洋基本計画に基づいた生物多様性の保全と持続可能な利用の手段としての海洋保護区のあり方の検討など、保全の強化が図られている（BOX 16 参照）。

BOX 16 知床世界自然遺産地域での多利用型統合的海域管理計画

知床世界自然遺産地域内の海域は知床国立公園の普通地域として担保されるが、漁業に関しては、法令等に加えて、漁業者の自主的取組による水産資源の保護管理が図られている。2005年7月の遺産への登録の後、2007年12月に海洋生態系の保全と持続的な水産資源利用の両立を目的として知床世界自然遺産地域多利用型統合的海域管理計画が策定された。この計画の基本方針には、漁業者の自主的管理を基調にすることがあげられている。遺産地域内の海域にある知床半島羅臼側沿岸域ではスケトウダラ資源の保護を目的として、1995年から地元漁業者の経験的知見による禁漁区を自主的に設定している。その他、自主的な減船や休漁、刺し網の網目の拡大等によりスケトウダラ資源の持続可能な利用を図ってきた。この取組は、漁業者による資源管理の自主的な取組として、世界遺産条約に基づく海域管理計画の中に正式に位置づけられている。

<沿岸・海洋域に生息・生育する生物の保護>

沿岸・海洋域に生息・生育する一部の絶滅危惧種等（海生哺乳類、海鳥類、ウミガメ類など）については、文化財保護法、種の保存法、水産資源保護法などによって捕獲等が規制されている。

<沿岸・海洋域の生物資源の持続可能な利用>

また、生物資源として利用されている種については、評価期間前から漁業調整や水産資源保護に観点を置いた漁業法制によって、全国あるいは地域ごとに、漁業者の自主的管理を含めて、きめ細かに採捕等の規制等が行われてきた。1990年代以降は、持続可能な利用など資源管理に主眼を置いた施策が新たに講じられている。例えば1997年からは主要な魚種についての漁獲可能量（TAC）が設定され、2002年からは資源回復計画の策定によって緊急に資源回復が必要な魚種等についての漁獲努力量の削減などが進められるなど、資源管理の取組が推進されている。また、沖合域から公海における水産資源についても、地域漁業管理機関などの枠組みを通じて科学的根拠に基づく水産資源の適切な保全と持続的な利用が進められている。民間においても、生態系や資源の持続性に配慮した方法で漁獲された水産物であることを消費者に対して示す水産認証制度について取組が開始されている（BOX 17 参照）。

BOX 17 水産認証制度の普及

水産認証制度とは持続可能で環境に配慮した漁業を認証し、認証された漁業で獲られた水産物に「海のエコラベル」をつけ、ラベルのついた製品を消費者に選択してもらうことで持続可能な漁業と水産物を普及させる取組である。MSC（Marine Stewardship Council; 海洋管理協議会）のロゴマークは海のエコラベルの代表的なもののひとつである。水産認証は本来の環境面でのメリットのみならず、ブランド価値の増大、食品がどこから来てどこへ行ったかわかるようにするトレーサビリティの向上、企業の社会的責任に関わる認識の向上など、商業的・経済的メリットも有することから、漁業者、水産物加工・流通企業、小売企業、そして消費者が協同できる取組である。

MSCの「海のエコラベル」つき製品数は2008年5月末時点で1,554品目あり、世界35カ国で販売されている。日本では2006年7月に初めてMSCロゴマークつき製品が販売され、2008年4月にはマークがついた製品数が100品に達した。また、日本でもズワイガニとアカガレイを対象とした京都府機船底曳網漁業が2008年9月にアジアで初めての認証を取得するなど、日本でも「海のエコラベル」つき製品は着実に浸透しつつある。

（出典：石井幸造，2008：MSC 認証制度・制度の概要と普及動向・，日本水産学会誌，74，1133-1138.）

＜沿岸域における自然再生＞

沿岸の海域において自然再生が進められ、漁場環境として重要な藻場・干潟などについても、保全・造成や漁業者などが担い手となった食害生物の駆除などの維持管理活動が進められている。仙台市の蒲生干潟や三河湾等における干潟の再生、沖縄県の石西礁湖、高知県の竜串、徳島県の竹ヶ島におけるサンゴ群集の再生、また東京湾、大阪湾、伊勢湾、広島湾などで行われている全国海の再生プロジェクトなど、多くの事業が行われている。

＜沿岸域の生物多様性に配慮した事業等＞

1999年の海岸法改正により、海岸の防護とともに海岸環境の整備と保全が位置付けられた。海岸管理ではこうした理念に基づき、生態系や自然景観に配慮したエコ・コースト事業が促進されている。

＜沿岸域における水質対策等＞

閉鎖性海域における窒素集積への対策、底泥の浚渫、覆砂等による底層環境悪化への対策、化学物質蓄積への対策などが進められている。

＜沿岸・海洋域におけるモニタリング等＞

国内の生物や生態系の状態を把握するための自然環境保全基礎調査などによって、沿岸生態系における調査・情報整備が進められている。「モニタリングサイト 1000」事業では、藻場、干潟、磯、サンゴ礁、ウミガメ類の産卵海浜サイト、海鳥の集団営巣地などの調査サイトにおいて、継続的なデータの収集が始められている。また、外来種に対する対策として、バラスト水管理条約の発効に向けた議論が進められている。

引用文献

- 1) 山下博由, 2000: 海岸生態系研究におけるアマチュアリズムと保全活動ー希少貝類を例としてー応用生態工学, 3, 45-63.
- 2) 敷田麻実, 1999: 自然海岸率による瀬戸内海の改変のモニタリング, 日本沿岸域学会論文集, 11, 65-72.
- 3) 環境庁, 1981: 第2回自然環境保全基礎調査海域調査報告書, 海岸調査, 海域環境調査, 干潟・藻場・サンゴ礁分布調査 (昭和56年/全国版) .
- 4) 花輪伸一, 2007: 日本の干潟の現状と未来, 地球環境, 11, 235-244.
- 5) 国分秀樹, 奥村宏征, 松田治, 2008: 英虞湾における干潟の歴史的変遷とその底質, 底生生物への影響, 水環境学会誌, 31, 305-311.
- 6) 竹垣毅, 和田年史, 兼森雄一, 夏莉豊, 2005: 有明海・八代海沿岸の河口干潟におけるムツゴロウの分布と生息密度, 魚類学雑誌, 52, 9-16.
- 7) 環境庁, 1994: 第4回自然環境保全基礎調査, 海域生物環境調査報告書, 第2巻藻場 (平成6年) .
- 8) 環境省, 2008: 第6・7回自然環境保全基礎調査, 浅海域生態系調査 (藻場調査) 報告書 (平成20年) .
- 9) 水産庁, 2008: 平成20年度水産白書.
<http://www.jfa.maff.go.jp/j/kikaku/wpaper/index.html>
- 10) 藤田大介, 2006, 植食性魚類は海藻・藻場とどのように関わってきたか, 水産工学, 43, 53-58.
- 11) 環境庁, 1994: 第4回自然環境保全基礎調査, 海域生物環境調査報告書, 第3巻サンゴ礁 (平成6年) .
- 12) 土屋誠, 藤田陽子, 2009: サンゴ礁のちむやみー生態系サービスは維持されるかー, 東海大学出版会, 203pp.
- 13) 大見謝辰男, 2004: 陸域からの汚濁物質の流入負荷 (環境省・サンゴ礁学会 (編) 日本のサンゴ礁, 環境省) , 67-70.
- 14) 横地洋之, 2004: サンゴ食害生物 (環境省・サンゴ礁学会 (編) 日本のサンゴ礁, 環境省) , 51-57.
- 15) 中野義勝, 2004: 地球環境変動と白化現象 (環境省・サンゴ礁学会 (編) 日本のサンゴ礁, 環境省) , 44-50.
- 16) Preech WF, and RB Aronson, 2004: Climate flickers and range shifts of reef corals, *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2, 307-314.
- 17) 田所和明, 杉本隆成, 岸道郎, 2008: 海洋生態系に対する地球温暖化の影響, 海の研究, 17, 404-420.

- 18) 宇野木早苗, 2007: ダム建設が沿岸環境・漁業へ与える影響, 日本水産学会誌, 73, 85-88.
- 19) Martin D, F Bertasi, MA Colangelo, Mindert de Vries, M Frost, SJ Hawkins, E Macpherson, PS Moschella, MP Satta, RC Thompson, VU Ceccherelli, 2005: Ecological impact of coastal defence structures on sediment and mobile fauna: Evaluating and forecasting consequences of unavoidable modifications of native habitats, Coastal Engineering, 52, 1027-1051.
- 20) 加藤真, 2006: 干潟と堆がはぐくむ内海の生態系, 地球環境, 11, 149-160.
- 21) 蔣勤, 福濱方哉, 加藤史訓, 2006: 砂浜海岸生態系の環境影響評価に関する基本的な検討, 海岸工学論文集, 53, 1111-1115.
- 22) 須田有輔, 2002: 砂浜の生態と保全 (早川康博, 安田秀一 (編) 水産環境の科学, 成山堂書店), 108-129.
- 23) 鳥居謙一, 加藤史訓, 宇多高明, 2000: 生態系保全の観点から見た海岸事業の現状と今後の展開, 応用生態工学会誌, 3, 29-36.
- 24) 独立行政法人産業技術総合研究所, 2003: 海洋資源環境研究部門年報平成 15 年度版, 海洋資源環境研究部報告第 7 号.
http://unit.aist.go.jp/shikoku/kaiyou/mre/l_jp/u/group/rg08out.html
- 25) 清木徹, 駒井幸雄, 小山武信, 永淵修, 日野康良, 村上和仁, 1998: 瀬戸内海における汚濁負荷量と水質の変遷, 水環境学会誌, 21, 780-788.
- 26) 鈴木輝明, 2006: 干潟域の物質循環と水質浄化機能, 地球環境, 11, 161-171.
- 27) 東幹夫, 2003: 諫早湾干拓事業と「有明海異変」再生への提言, 陸水学雑誌, 64, 209-217.
- 27) Teixeira TP, LM Neves, and FG Araújo, 2009: Effects of a nuclear power plant thermal discharge on habitat complexity and fish community structure in Ilha Grande Bay, Brazil, Marine Environmental Research, 68, 188-195.
- 28) Lardicci C, F Rossi, and F Maltagliati, 1999: Detection of Thermal Pollution: Variability of Benthic Communities at Two Different Spatial Scales in an Area Influenced by a Coastal Power Station, Marine Pollution Bulletin, 38, 296-303.
- 30) 天野一葉, 2006: 干潟を利用する渡り鳥の現状, 地球環境, 11, 215-226.
- 31) 岸田弘之, 2000: 新しい海岸制度のスタート, 応用生態工学会誌, 3, 65-75.
- 32) Pizzolon M, E Cenci, C Mazzoldi, 2008: The onset of fish colonization in a coastal defence structure (Chioggia, Northern Adriatic Sea) Estuarine, Coastal and Shelf Science, 78, 166-178.
- 33) 笹木義男, 柴田昌三, 森本幸裕, 2006: 瀬戸内海の半自然海岸および人工海岸に成立する海浜植生の種組成予測と健全性評価, 日本緑化工学会, 31, 364-372.

- 34) 佐藤綾, 2008: 海辺のハンミョウ（コウチュウ目：ハンミョウ科）の現状と保全 保全生態学研究, 13, 103-110.
- 35) 関口秀夫, 石井亮, 2003: 有明海の環境異変：有明海のアサリ漁獲量激減の原因について, 海の研究, 12 21-36.
- 36) 岩崎敬二, 2007: 日本に移入された外来海洋生物と在来生態系や産業に対する被害について, 日本水産学会誌, 73, 1121-1124.
- 37) 大谷道夫, 2004: 日本の海洋移入生物とその移入過程について, 日本ベントス学会, 59, 45-57.
- 38) 津野洋, 新海貴史, 中野武, 永禮英明, 松村千里, 是枝卓成, 2007: 瀬戸内海における PCB の分布とムラサキイガイへの濃縮特性に関する研究, 土木学会論文集 G, 63, 149-158.
- 39) 津野洋, 中野武, 永禮英明, 松村千里, 鶴川正寛, 是枝卓成, 高部祐剛 2007: POPs の二枚貝への濃縮特性に関する研究, 土木学会論文集 G, 63, 179-185 .
- 40) 渡邊泉, 2008: 汚染物質の生態評価, 野生動物に対する影響解明への適応の試み, 哺乳類科学, 48, 169-174.
- 41) 堀口敏宏, 2000: 有機スズ汚染と貝類の生殖に関する異常, 日本微量元素学会誌, 11, 225-234.
- 42) 中田晴彦, 小林悟, 平山結加里, 境泰史, 2004: 有明海沿岸の貝類を用いた有機塩素化合物, 多環芳香族炭化水素および有機スズ化合物の汚染モニタリングとトリブチルスズによる巻貝生殖器官への影響, 日本水産学会誌, 70, 555-566.
- 43) 水産庁, 2009, 平成 21 年度魚種別系群別資源評価（52 魚種 84 系群）.
<http://abchan.job.affrc.go.jp/>
- 44) Pauly D, and R Watson, 2005: Background and interpretation of the 'Marine Trophic Index' as a measure of biodiversity, Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci., 360, 415-423.

第 6 節 島嶼生態系の評価

本節では、評価期間中（1950 年代後半～現在）の島嶼生態系における生物多様性の損失の大きさと傾向を 1 つの指標を用いて評価し、あわせて対策についても評価する。

1. 島嶼生態系における損失の評価

- 島嶼生態系の状態は現在大きく損なわれている。評価期間前半を評価する十分な資料は存在しないが、少なくとも評価期間の後半（1970 年代後半）を通して長期的に悪化する傾向で推移している可能性がある。
- 開発や外来種の侵入・定着によって、固有種を含む一部の種の生息地・生育地の環境が悪化している（第 1 の危機、第 3 の危機）。
- サンゴ礁生態系等では、地球温暖化の影響も懸念されている（地球温暖化の危機）。

2. 評価の理由

本評価において、島嶼生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と、その評価は以下のとおりである。

表 III-7 島嶼生態系における生物多様性の損失の状態を示す指標と評価

	指 標	評 価		
		長期的推移		現在の 状態と 傾向
		評価 期間 前半	評価 期間 後半	
島嶼生態系の指標	指標 30 島嶼の固有種の個体数・分布			

注：評価期間当初（1950 年代後半）の生態系の状態を基本として評価した。

凡例

評価対象	凡 例			
損失の大きさ	損なわれていない	やや 損なわれている	損なわれている	大きく 損なわれている
				
状態の傾向	回復	横ばい	損失	急速な損失
				

注: 視覚記号による表記にあたり捨象される要素があることに注意が必要である。

注: 損失の大きさの評価の破線表示は情報が十分ではないことを示す。

指標 30 島嶼の固有種の個体数・分布

指標の解説

○島嶼の固有種の個体数・分布は、島嶼生態系において主に「第1の危機」、「第3の危機」に関係する損失の状態を示す指標である。

○わが国の一部の島嶼には、その島嶼にしかみられない種（固有種）が生息・生育している例が多い。開発は固有種の生息地・生育地を減少させ、侵略的外来種による捕食・競合等は固有種の個体数を減少させる。

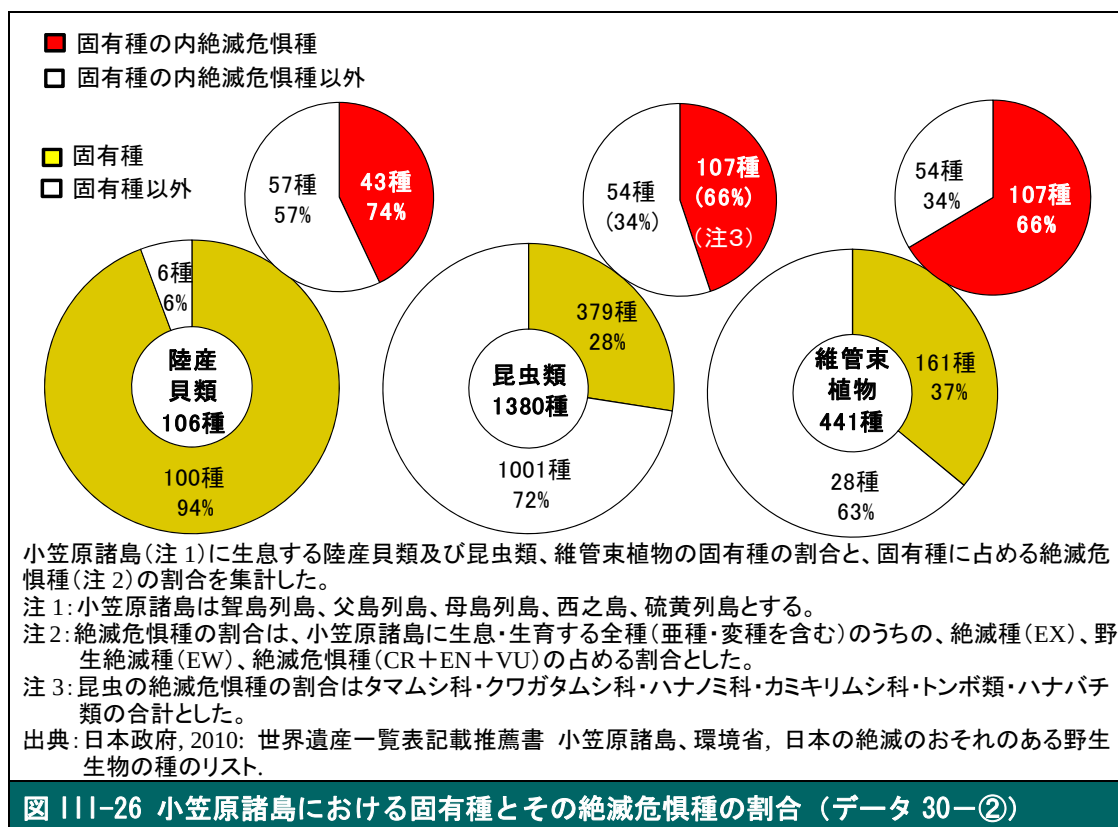
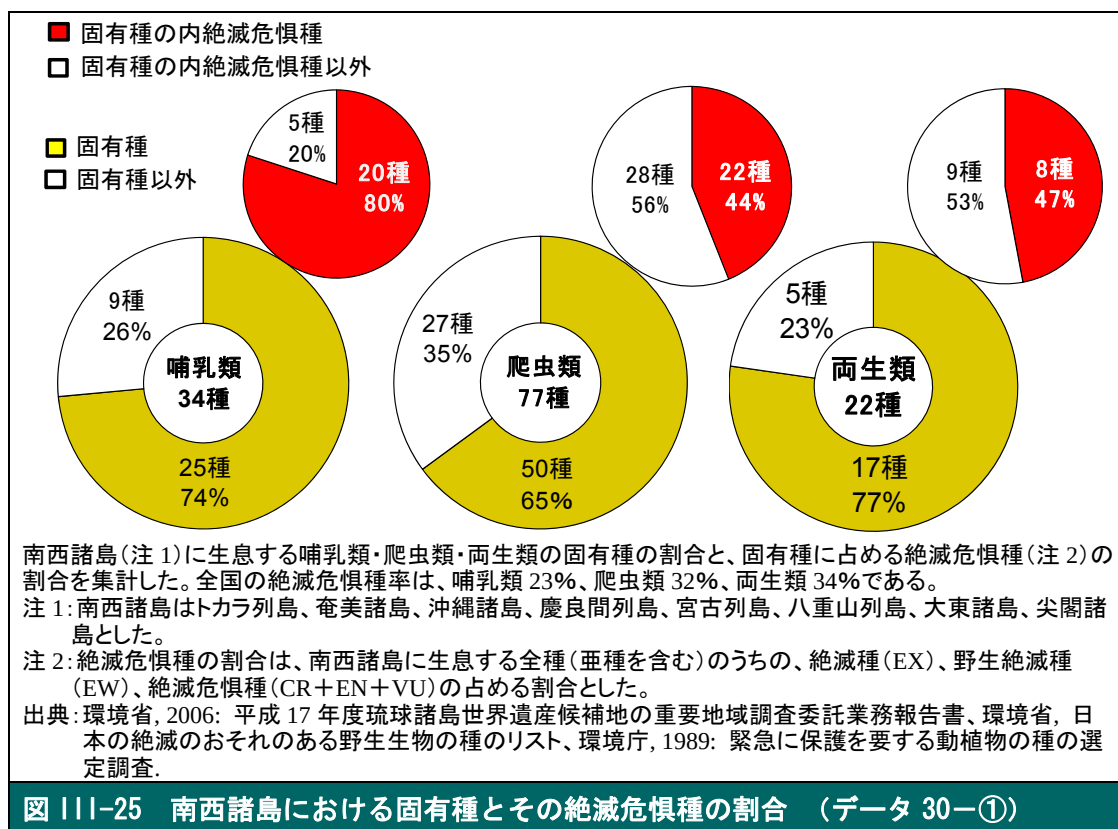
指標別の評価

○島嶼の固有種の個体数や分布の変化についての長期的な時系列データはないが、評価期間後半の開発や侵略的外来種の侵入・拡大によって、島嶼に生息・生育する固有種の多くが絶滅を危惧されている。

評価の理由

<主な島嶼における固有種率>

島嶼生態系は他の地域から隔離されて種分化が進むため、固有種が多い^{1),2)}。とりわけ、南西諸島では大陸との接続・分断を繰り返した地史を背景とし、小笠原諸島では海洋島として長く隔離されてきた地史を背景として、それぞれ固有種の割合が高い生物相を有している。実際、南西諸島に生息する哺乳類の74%、爬虫類の65%、両生類の77%の種（亜種を含む）が固有種であり（データ 30-①:図 III-25）、小笠原諸島に生息・生育する陸産貝類の94%、昆虫類の28%、植物の37%の種（亜種を含む）が固有種である（データ 30-②:図 III-26）。



BOX 18 大陸系の遺存固有種 南西諸島のトカゲモドキ類

南西諸島は、第三紀中新世以降の地殻変動と第四紀以降の海水準変動により、大陸との分離・結合を繰り返して形成された。その過程で当時の生物が島嶼内に隔離され、独自の進化が進んだ。その結果、多くの遺存固有種を有する生物相が形成された。また、島嶼間の種分化は現在も進行中であり、新固有の種や島嶼間の亜種等が豊富である。原始的なヤモリ類のクロイトカゲモドキは、最近縁種がベトナムや中国東南部にしか分布しない遺存固有種であり、かつ、徳之島と沖縄諸島の限られた島嶼間で5亜種に分化している等、大陸島の種分化の過程をよく反映している。一方で、生息環境の悪化や密猟等の影響で個体群の生息が脅かされている。

<島嶼における直接的利用や開発・改変等の影響>

評価期間中を通して、一部の島嶼では、捕獲等の直接的な利用や開発・改変によって、森林・河川・浅海域などの生態系が継続的に縮小し、または質を低下させたと考えられ、現在も影響が懸念されている。

一部の島嶼では、評価期間の前に、ダイトウヤマガラやオガサワラカラスバトなど複数の固有種が既に絶滅しているが³⁾、それらの原因は定かではない。また、評価期間前の20世紀前半を中心に、駆除や羽毛の採取といった商業目的等から、一部の島嶼においてニホンアシカやアホウドリなどの海生哺乳類、鳥類等が乱獲された^{3), 4)}。急速に減少した個体数はその後も回復していない⁴⁾。

また、島嶼の自然は、評価期間以前から地域社会によって利用されてきたが、評価期間の後半以降に急速に森林から農地、宅地、交通用地への転用、また河川や海岸の人工化が進められ、一部の島嶼では観光等による入域者の増加が顕著となった。南西諸島では陸域の農地等から浅海域へと赤土が流出し、サンゴ礁や藻場などの生態系に著しい影響を及ぼしていると指摘されている^{5), 6), 7)}。

さらに、侵略的外来種の侵入や拡大は島嶼の固有種に極めて大きな影響を及ぼしていると考えられている⁸⁾。

<島嶼の絶滅危惧種の減少要因>

環境省レッドリストでは、南西諸島の固有種（亜種含む）について、哺乳類の固有種のうち80%、爬虫類の固有種のうち44%、両生類の固有種のうち47%が絶滅危惧種として示されている（データ30-①:図III-25）。小笠原諸島では、陸産貝類の固有種のうち74%、昆虫類の固有種（タマムシ科・クワガタムシ科・ハナノミ科・カミキリムシ科・トンボ類・ハナバチ類）のうち66%、植物の固有種のうち66%が絶滅危惧種である（データ30-②:図III-26）。これらは、全国における絶滅危惧種の割合よりも、

高い水準である（データ 4-①:巻末）。減少要因としては、南西諸島に生息する哺乳類・爬虫類・両生類の絶滅危惧種（45 種）では「開発」が最も多く（41 種）、「移入種（外来種）」（19 種）、「捕獲・採取」（11 種）がこれに次いでいる（データ 30-③; 種数は亜種を含む:巻末）。もともと脆弱な島嶼生態系では、侵略的外来種の侵入による影響は大きく、特に固有種等への影響は重大である^{9), 10), 11)}。南西諸島や小笠原諸島など地史的な背景からアマミクロウサギ、ヤンバルクイナ、アマミヤマシギ、イシカワガエル、メグロ、ムニンツツジなど固有種の多い特異な生態系を有している島嶼では、侵略的外来種による影響が極めて深刻になっている^{10), 11), 12), 13), 14), 15)}。また、逸出・放置されたペットや家畜なども、一部の島嶼において、固有種の捕食や植生破壊などの深刻な影響を及ぼしているとされ、南西諸島のノネコによる希少種の捕食^{14), 16), 17)}、小笠原諸島におけるノヤギによる植生破壊¹⁸⁾、クマネズミによる海鳥の捕食などが指摘されている¹⁹⁾。

＜地球温暖化の影響＞

その一方で南西諸島等のサンゴ礁生態系では、近年、白化現象の影響が著しく、議論があるものの地球温暖化との関係が指摘されている²⁰⁾。

3. 損失への対策

これまで、島嶼に生息・生育する希少種については、国内希少野生動物種指定による保護や保護増殖事業、特定外来生物の防除等が積極的に進められてきており、一部の希少種についての個体数の回復や、外来種の根絶事例等もみられているが、島嶼生態系の脆弱性を踏まえ、島嶼生態系全体を保全するための効果的な対策の検討や既存の対策の継続・充実が必要と考えられる。

＜希少種の保護増殖＞

島嶼の一部では保護地域の指定がなされ、また一部の種では国内希少野生動植物種の指定や保護増殖事業が実施されている。アホウドリを例にみると、一時は絶滅の可能性が指摘されたが、伊豆諸島鳥島などでの生存が確認された後に営巣地の保全や新営巣地への誘導などの積極的な保護活動が進められ、現在では個体数を回復しつつある（BOX 19 参照）。

BOX 19 アホウドリの保護増殖の取組

かつてアホウドリは、伊豆諸島の鳥島に無数に生息し、少なくとも 500 万羽いたのではないかと推計されている。しかし、明治時代以降の羽毛採取を目的とした乱獲のために急激に数を減らし、1950 年頃には絶滅したと報告された。1980 年代から始まった研究者の保護活動や保護増殖事業により、現在では 2,000 羽を超えるまで個体数が回復した。現在は、既存の繁殖地以外に新たな繁殖地を創出することを目指して小笠原諸島聳島においてアホウドリの繁殖地の形成のための誘致活動が行われている。



放鳥のため鳥島から小笠原（聳島）に運ばれてきたアホウドリの雛

<外来種等対策>

島嶼生態系は、規模が小さく、外来種の侵入、定着の抑止力となる上位捕食者を欠いている場合もあり、環境負荷に対して特に脆弱であるとされている¹¹⁾。絶滅危惧種が多く分布する島嶼では、種や生態系そのものに深刻な影響を及ぼすジャワマングース、グリーンアノールやウシガエルなどの外来種の防除の取組が進められている（BOX 20 参照）。

BOX 20 小笠原諸島におけるウシガエルの根絶

侵略的外来種のウシガエルは、小笠原諸島では父島列島の弟島の上に定着していた。弟島には小笠原固有のトンボ類 5 種が生息し、ウシガエル排除の必要性が高く、環境省の事業の一環で 2004 年から防除を実施した。これまで 64 個体の成体・幼体と多数の卵・幼生が排除された。主な生息地の鹿ノ浜では 2005 年 6 月を最後に、4 年 7 ヶ月にわたり繁殖記録がない。夜間モニタリングの結果、2006 年 7 月以降は鳴



カゴ罠で捕獲されたウシガエル

き声が全く記録されていない。本種の変態から成熟までの期間は 2～3 年間とされ、未成熟個体が池から離れて生存している可能性も小さく、弟島のウシガエルは完全に排除されたと判断された。これは、国内でほとんど例のない本種の根絶事例であり、かつ、1 つの諸島でウシガエルの完全排除が達成された初めての事例と考えられる。

引用文献

- 1) 藤田卓, 高山浩司, 朱宮丈晴, 加藤英寿, 2008: 南硫黄島の維管束植物相, 小笠原研究, 33, 49-62.
- 2) 高木昌興, 2009: 島間距離から解く南西諸島の鳥類相, 日本鳥学会誌 58: 1-17.
- 3) 環境庁, 2002: 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物ーレッドデータブックー2 (鳥類), 財団法人 自然環境研究センター.
- 4) 環境省, 2002: 改訂・日本の絶滅のおそれのある野生生物ーレッドデータブックー1 (哺乳類), 財団法人 自然環境研究センター.
- 5) 大垣俊一, 野池元基, 1992: 沖縄県石垣島の土地改良事業と白保のサンゴ礁, 日本生態学会誌, 42, 9-20.
- 6) 土屋誠, 藤田陽子, 2009: サンゴ礁のちむやみー生態系サービスは維持されるかー, 東海大学出版会, 203pp.
- 7) 安村茂樹, 前川聡, 佐藤哲, 2004: 沖縄県石垣島白保サンゴ礁海域における赤土堆積量の時空間的分布について, 保全生態学研究 9, 117-126.
- 8) 小倉剛, 佐々木健志, 当山昌直, 嵩原建二, 仲地学, 石橋治, 川島由次, 織田銃一, 2002: 沖縄島北部に生息するジャワマングース (*Herpestes javanicus*) の食性と在来種への影響. 哺乳類科学, 42: 53-62.
- 9) Abe T, K Wada, and N Nakagoshi, 2008: Extinction threats of a narrowly endemic shrub, *Stachyurus macrocarpus* (*Stachyuraceae*) in the Ogasawara Islands, Plant Ecology, 198, 169-183.
- 10) 山田文雄, 1998: 第 41 回シンポジウム「20 世紀・野生哺乳類からの検証 環境インパクトを考える」, わが国における移入哺乳類の現状と課題, 哺乳類科学, 38, 97-105.
- 11) 山田文雄, 2006: マングース根絶への課題, 哺乳類科学, 46, 99-102.
- 12) 小高信彦, 久高将和, 嵩原建二, 佐藤大樹, 2009: 沖縄島北部やんばる地域における森林性動物の地上利用パターンとジャワマングース *Herpestes javanicus* の侵入に対する脆弱性について, 日本鳥学会誌, 58, 28-45.
- 13) 槇原寛, 北島博, 後藤秀章, 加藤徹, 牧野俊一, 2004: グリーンアノールが小笠原諸島の昆虫相, 特にカミキリムシ相に与えた影響ー昆虫の採集記録と捕食実験からの評価ー, 森林総合研究所研究報告, 3, 165 – 183.
- 14) 城ヶ原貴通, 小倉剛, 佐々木健志, 嵩原建二, 川島由次, 2003: 沖縄島北部やんばる地域の林道と集落におけるネコ (*Felis catus*) の食性および在来種への影響, 哺乳類科学, 43, 29-37.
- 15) Watari Y, S Takatsuki, and T Miyashita, 2008: Effects of exotic mongoose (*Herpestes javanicus*) on the native fauna of Amami-Oshima Island, southern Japan, estimated by

distribution patterns along the historical gradient of mongoose invasion, *Biological Invasions*, 10, 7-17.

- 16) Kawakami, K. and H. Higuchi, 2002: Bird Predation by domestic cats on Hahajima Island, Bonin Islands, Japan., *Ornithological Science* 1, 143-144.
- 17) Kawakami, K. and M. Fujita, 2004: Feral cat predation on seabirds on Hahajima, the Bonin Islands, Southern Japan. *Ornithological Science* 3, 155-158.
- 18) 常田邦彦, 2006: 小笠原のノヤギ排除の成功例と今後の課題, *哺乳類科学*, 46, 93-94.
- 19) 堀越和夫, 鈴木創, 佐々木哲朗, 千葉勇人, 2009: 外来哺乳類による海鳥類への被害状況（小笠原における外来種対策とその生態系影響）, *地球環境*, 14, 103-105.
- 20) 岡本峰雄, 野島哲, 古島靖夫, 2007: 石西礁湖におけるサンゴ白化時の温度環境について *水産海洋研究*, 71, 112-12.

