生態系アセスメントの現状と問題点

鎌田 磨人

徳島大学工学部建設工学科 〒770-8506 徳島市南常三島町 2-1 (kamada@ce.tokushima-u.ac.jp)

Problems in ecosystem assessment in Japan

Mahito KAMADA

Department of Civil Engineering, University of Tokushima, Minami-Josanjima 2-1, Tokushima, 770-8506 Japan

はじめに

1999年6月、環境影響評価法が施行された。周知のとおり、これはある一定規模以上の国の開発事業に対して、環境アセスメントの実施を義務付けるものである。生物への影響評価に関して、従来の“閣議アセス”とこの“法アセス”との大きな違いは、生態系への影響を評価する必要性が生じたことである（例えば、環境庁環境影響評価制度推進室, 1997; 島津, 1998）。

従来の閣議アセスでは、動・植物相のリストによってのみ事業地域の重要性が判断されてきた。閣議アセスにおいては、対象地域での希少種の有無だけが重要であったからだ。その評価項目に生態系が加わったことは、非常に大きな意味を持つ。生態系を評価するということは、概念上、希少種に限らず、その地域を代表する優占種や、いわゆる普通種も含めた生物間相互作用、及びそれらを取りまく環境との「関係」に注目しながら、それらの構造や機能を総合的に評価しなければならなくなったからである。

このように、生物の評価のあり方に関して言えば、制度的には前進した。そして、この新しい制度に基づいて、すでにいくつかの生態系アセスメントが先行実施されている。しかし、これらの過程で、生態系アセスメントを実際に行うにあたっての様々な問題点が、早くも明らかになってきた。愛知万博の会場予定地である「海上の森」で行われた生態系アセスメントについて、鷲谷 (1999) は仮説やモデルの欠如を、松田 (1998, 1999) は順応性、反証可能性、説明責任といった考え方の欠如（あるいはそれらの誤った解釈）を、根本的な問題としてあげている。このような問題は、「海上の森」に限らず、各地で生じていると思われる。私が環境調査委員会を通して関わっている、徳島県吉野川における固定堰から可動堰への改築に係るアセスメントでも同様の傾向が見られるからである。

生態系アセスメントにそのような問題が内在するのは、それらが事業の円滑な遂行を前提とした、いわゆる事業アセスメントであるということがあげられよう。事業者側にとっては、事業による影響を明らかにすることは事業を遅延させることになるため、あらかじめ「問題はない」という前提でアセスメントを進めてしまうこともあるのであろう。松田 (1999) は、「海上の森」におけるオオタカの営巣場所に関して起こったそのような事態に対して、的外れな反証可能性だったと批判している。

加えて、八田 (1998) が、「万博アセスに生態学的視野を」と訴えたのに見えるように、事業者や調査を請け負うコンサルタントが、生態学的な論理や視点を持ち合わせていないことに起因するところが大きいように思える。それは、今までに種の枚挙を前提とした調査とそのとりまとめしか経験が無く、生態系調査の前例がないからでもあろう。こうしたことから、現在、主務省庁によって定められた技術指針に対して、環境要素ごとの技術手法の開発・改良を行う努力が成されているが（生物の多様性分野の環境影響評価技術検討委員会, 1999）、個々の地域によって異なる生態系の構造や機能を把握し評価するためには、最終的には、それぞれの地域に応じた調査や評価の方法を、事業者や調査者が個々に考えなければならない（寺田, 1998）。

では、どうすればよいのか？ 繰り返しになるが、それは個々に考えるしかない。ただし、どのような場面で何を考えるべきか、ということについては何らかの整理を試みることは無駄ではないだろう。以下では、特に河川や河川感潮域に堰等の構造物を設置する際の生態系アセスメントの流れを概観しながら、そのことにチャレンジしてみたい。

因果関係を示すモデル・模式図の必要性

図1に、生態系アセスメントの大まかな流れを示した。いわゆる環境アセスメントでは、閣議アセ

図1. 生態系アセスメントの流れ

スの場合においても、事業によって影響を受けると考えられる環境量に関する調査・評価と、生物相に関する調査・評価が行われてきた。法アセスにおいても、基本的には同様の調査・評価が行われるはずであり、実際、そのように進められている。それでは、この流れの中で生態系への影響評価を行うにあたって、どのような部分で方法論上の問題が生じるのであろうか。

生態系アセスメントの役割は、言うまでもなく、その事業による土地改変が生態系の構造や機能にどのように影響を与えるかを予測し、評価することである。それを行うためには、その事業によって生じると考えられる環境の変化が、どのような作用系路を通してどのような生物に影響を与えるのか、その全体像に近づくためのシナリオを考えておく必要がある。しかしながら、この準備段階での最も基本的な作業が行われないことが多いように思われる。

河川感潮域に関して言えば、事例は少ないものの、利根川や長良川でのモニタリング結果(日本自然保護協会, 1998, 1999b)を通して、ある程度の作用経路を描けるようになっている。図2に、これらを参考にして描いた、吉野川において考えられようとしている模式図を示す²⁾。ここで描かれている個々の現象の間には、さらに複雑な作用経路があることも考えられるが、それらについては、別の

サブモデルを用意することも有効であろう。こうした模式図を描いておくことは、何と何の関係について調査・整理すべきかを合理的に考えることを可能にする(島津, 1998)。実際、千葉県「三番瀬」で行われた生態系アセスメント(千葉県土木部・千葉県企業庁, 1998)は、生態系モデルを構築しながら進められた。そして、その結果は日本における生態系アセスメントの規範となりうるものとなっている。

生態系アセスメントを行うにあたっては、まず、変化の入り口としての環境要素の変化(インプット)と、その出口として影響を受けるとされる生物(アウトプット)について整理しておく必要がある。

最終的に影響を受けるアウトプットとしての生物については、当該地域での生物相調査の結果に基づいて整理されることになる。生態系アセスメントを行うにあたって、その地域にどのような生物が分布しているかを把握しておくことは欠かせない。そのため、従来の閣議アセスでも行われてきたような動植物相の調査が、まず初めに行われる。そして、その情報を模式図あるいはモデルに組み込み改良を加えた上で、当該地域内の生態系の構造や機能を把握するための方法論が検討されることになる。なお、生態系アセスメントを行う場合、最も理想的には、その地域内に生息するすべて

の種間関係を把握できることが望ましい。しかし、現実的にはそれは困難であり、そのため、技術指針では、「生息環境および生物群」を「上位性」、「典型性」、「特殊性」の観点から抽出し、それに対する影響を予測・評価するとされている。

「上位性」、「典型性」、「特殊性」という概念は非常にわかりにくく、現場を混乱させる元となっているようにも思えるが、これは、異なった空間スケールで認識される「生態系(あるいはその一部)」を意味するものと理解することができる。このように考えると、アセスメントの過程では、まず、いくつかの空間スケールで見た際にキーとなるような生物群および生息場を全体の中から切り出し、次に、それぞれの空間スケールで認められる生態系内の相互作用を分析し、そして最後に、異なった空間スケールで認められる生態系間の相互作用へとつなぐことにより、全体を再構築することになる。

さて、事業による影響は2つに区分することができる。1つは、工事にともなう直接的な土地改変による影響、もう1つは、新たな構造物が設置されることによる間接的な影響である。利根川や長良川での事例を参照すると(日本自然保護協会, 1998, 1999b)、河川感潮域に堰等を建設する場合には、生態系に影響を与える基点となる環境要素として、次のようなものを考えることができる。まず、直接的变化としてのインプットは、1) 堰の設置に伴う湛水面の出現およびそこでの淡水化、2) 堰設置に伴う護岸工事等による地形改変等で

ある。そのアウトプットは、それぞれ、1) 汽水性のマクロベントス(ゴカイ類やヤマトシジミ)の死滅と、それらを餌とするシギ・チドリや潜水カモ類の分布への影響、2) 低水路沿いに分布するヨシ群落やイセウキヤガラ群落の減少、あるいは消失である。

これら直接的な影響を受ける範囲や生態系については、技術指針でも述べられているように、事業計画図と生物分布図(あるいはハビタットマップ)とのオーバーレイで把握することが可能であろう。もちろん、生態系分布図をどのように作成するかについても十分な検討が必要である。しかし、ここで問題なのは、あらかじめ事業計画図が示されることがほとんどないことである。多くの理由は、それがまだ計画段階であるとのことのようなのであるが、問題点を検討するためにも早い時期からの情報開示が求められる。

次に、間接的な影響の基点(インプット)としては次のようなものが考えられる(図2参照)。すなわち、1) 新たな湛水域の出現による流水の滞留時間の増大、止水化、およびそれに伴う DO や BOD, COD 値の増大、2) 塩水の混合形態の変化に伴う塩分濃度の変化、そして、3) 固定堰の撤去あるいは可動堰への構造変化に伴い、現堰の上流部で固定されている土砂が移動することである。これら

図2. 吉野川第十堰の可動堰化に伴って生じる生態系変化予測のためのシナリオ (試案)

は、図2に示すような様々な作用系路を経て、最終的には、次のようなアウトプットを想定することができる。それは、それぞれ、1) 仔アユの降河障害、下流域の海苔養殖や魚類への影響、2) 底生生物の分布の変化、3) 上流域の河床低下に伴う瀬・淵構造の変化とそれによるアユ産卵場への影響や、州の形状変化とそれに伴う州上生物相への影響である。

何を検証すればよいのか

アセスメントの過程では、これらインプットとアウトプットを想定して、それをつなぐ個々の経路で起こりうる変化の可能性を検討することになる。これらの影響は、劇的に短期的に現れる場合もあるし、影響が徐々に蓄積されることにより長期的に現れる場合もある。河川における生態系の影響評価は、こうした間接的な影響をどのように予測するかが重要となる。

さて、流量や土砂供給量といった物理的な特性の変化や、水質等の化学的な特性の変化を使って将来予測をするのである以上、アセスメントの過程では次のようなことが検証されていなければならない。すなわち、それぞれの空間スケールで、その場の物理・化学的な生息環境特性と生物群との関係、そしてその上に成り立つ生物間相互作用である。生態系アセスメントを行うにあたっては、注目すべき空間スケールでの種群が、どの物理・化学的な特性と関連しているかをまずは検証し、鍵となる物理・化学的な特性を見出すことが必要である。

現在までの環境アセスメントにおける影響予測では、「人間」の生活にどのような影響を及ぼすかを明らかにすることが主要な課題であった。そのため、抽出される物理・化学量については、人間にあった基準値が決められ、「平均値」を使って評価されてきた。例えばBODやCODがある極値である時間持続しても、人間に合った尺度に平均化され、その平均値が人間にとっての環境基準値以下であれば、影響はないとされてきた。しかし、生態系を構成する個々の生物種あるいは種群は、それぞれに異なった感受性を持っているので、人間への影響尺度を使って他の生物群への影響を予測することはできないであろう。加えて、例えば、底生生物にとっては、河床にごく近い底層の酸素量が重要となるのであり、それを測るに適した計画を立てなければならない。このように、予測に使う物

理・化学量の値やその測り方は、個々の生物群の尺度に応じて使い分けるべきであり、そのためには「生物の目」で見た環境の変化をどのように予測するかを検討しなければならないのである。

物理・化学的な環境の変化予測は、工学的なモデルを用いて行うことになる。この時、その予測モデルの作成を工学的な基盤を持つ者だけに任せるのではなく、生態学や生物をよく知る者が、どのような環境の変化を予測すべきかを積極的に提案するとともに、両者が協力して作業してゆける場を設けておく必要がある。ここで、廣野ら(1999)は、カブトガニを例としてあげながら、現在までの生態学的研究の弱点として、工学的な観点から生物の分布予測や保全のためのモデルを作成するのに必要な産卵地の砂州に働く流水や波の作用、産卵場所の絶対標高、河床材料の粒度特性等の数値についての情報があまりに少ないことをあげている。生態学側から工学に向かって必要なモデルを提案していくためには、そのような情報を蓄積していくことも重要であろう。

一方で、変化を予測できる物理・化学的な特性には精度的な限界がある。例えば、ダムや堰設置後の土砂の挙動は、今のところ、粗いスケールで、しかも一次元でしか予測できない。河川縦断方向におけるおおよその粒度の変化については見当をつけることができるものの、個々の州や干潟において、どこにどのような粒度成分の河床材料が堆積するか、あるいはどのような地形の変化を生み出すのかといったことを、2次元(平面的)あるいは3次元(立体的)で予測することは非常に難しい。特に、対象とする生物群の分布が微地形等の微細な環境に依存している場合、そのようなスケールでの変化を予測することは不可能となる。そのような場合は、より粗いスケールで予測される事象を用いて、細かなスケールでの現象を検討するための論理を考える必要が生じる。

このように、予測に使うパラメータの精度を検討した上で、予測の限界や精度(確からしさ)を明らかにしておく必要があるだろう。そして、最終的には、これらのことを考慮しながら、事業が行われることによって、注目している個々の生物群がどのように変化するかを具体的に示す必要がある。また、どの程度の変化であれば許容できるのか、あるいはどの程度の変化までに抑えようとするのか、その努力目標もあわせて示すべきである(寺田, 1998)。アセスメントの報告書では、「軽微な影響」

という表現が多用されるが、どの程度の影響までが「軽微」であるのかを明示した例はないのではなからうか。

方法書の問題点

法アセスでは、アセスメントを行う前に「方法書」を提示し、その方法の妥当性について住民等から広く意見を求めることが義務付けられた。方法書を作成するにあたって、基礎資料を揃えることは不可欠であり、そのための調査も巨額の予算を投じて行われる。ここで、前述してきたように、少なくとも調査の前段階で、あるいは地域の生物相の概略がわかった時点で、当該地域の生態系を把握するにあたっての調査方法を十分に検討する必要がある。しかしながら、調査にあたっての作業仮説やモデルが整理されていないままであることが多い。

結果として、今までに提出された方法書では、これから調査しようとするのが箇条書きで淡々と示される（例えば、建設省中国地方建設局，1999）。そこでは、それを具体的にどのような方法で調査を行うのか、また、なぜその方法を採用することにしたのかを示されることはほとんどない。また、影響評価の方法についても、どのようなモデルで予測しようとするのかを示されることもない。

今後の方法書では、それを作成する過程で作られた仮説や、それを検証するためのモデルやシナリオを示すことのほうが重要となると思われる（島津，1998）。すなわち、1）なぜその方法を採用するのか、あるいは採用せざるを得ないのか、2）それぞれの空間スケールで切り出され抽出された「生物群と生息環境」の相互作用系をどのように解析するのか、3）そこで解析される相互作用系は何を代表していて、演繹的に何を表現できるのか、4）ある空間スケールで認められる相互作用系と、他の空間スケールで認められる相互作用系との高次の関係性をどのように表現しようとするのか、そして、5）そうした関係性がどのように変化するのかを、どのようなパラメータを用いたモデルで予測しようとするのかを示すことこそが必要なのではないかと思う。

生態系アセスメントについての確立された方法論はなく、また、その方法は地域によって異なる。そのため、方法書は地域によって個々違ったものができるはずである。このような認識に加えて、生態系アセスメントのための方法は、将来にわたっ

て改良され続けていくものだという認識も必要である。

おわりに

以上、現在の生態系アセスメントの中に含まれる問題点を、特に河川や河川感潮域に堰等の構造物を設置する際の生態系アセスメントの流れを例とし、それを概観しながら考えてきた。

ここで取り上げられなかった課題も数多いと思う。例えば、河川河口域において数千トンのシジミが水揚げされている場合、それによる窒素やリン等、河川からの有機物の除去量は決して少なくないだろう。ここで、例えば、漁業補償による金銭の授受と同時に、シジミ採りを行う者がいなくなる可能性もなくはない。その場合、河川への有機物の負荷量が増大するであろう。こうした事業による社会・経済的な変化、そしてそれに伴う生態系の変化をどのように予測すればいいのだろうか。この例に限らず、生態系の変化を予測するにあたっては、事業に伴う直接的な物理・化学的な変化によって起こる事象だけでなく、事業に伴う地域社会の変化によって引き起こされる事象も、あわせて考える必要があるのかもしれない。

また、予測結果に基づく評価のあり方についての検討や住民参加・合意形成のあり方についての検討（島津，1998；田中，1998）、環境影響評価を行う過程で形成される委員会の役割についての見直し（廣野ら，1999）も必要であろう。

今後、こうした様々な問題について検討を加えながら、よりよい生態系アセスメントが実践されていくことを望みたい。そのためには、生態系アセスメントについての確立された方法論はなく、当該地域で個々に考えてゆく必要があること、また、そのような方法は、将来にわたって改良され続けていくものだという共通認識が必要であることを、再度強調しておきたい。

謝 辞

本稿をまとめるにあたっては、文部省科学研究費基盤研究（B）「空間的な階層概念に基づく河川生態系の構造と機能の把握、及びそれに基づく環境影響評価方法の確立」のメンバーとの討議、日本自然保護協会保護委員会河口堰問題小委員会のメンバーとの討議、そして、日本生態学会中国四国地区会・第十堰問題検討WGのメンバーとの討議、および上記グループのメンバーの一部を集めた研究

会での討議を参考にさせていただいた。熱心な議論を展開していただいている、これらの方々に厚くお礼申しあげる。なお、本稿での議論に誤りがあるとすれば、それはすべて筆者の責任である。研究会の開催にあたっては、上記科研費を利用した。

注

- 1) 実際には、アセスメントはまだ始まっていない。しかし、アセスメントを行うための「予備」調査は、継続的に行われており、実質上は、その調査がアセスメントになるのだと思われる。ただ、先日（2000年1月23日）に徳島市で行われた住民投票において、可動堰化に反対の意見が多数を占めたことにより、現案どおりに計画が進まない可能性も高く、先行きは不透明である。本計画について知るには、建設省四国地方建設局（1995）や、建設省徳島工事事務所（1997a）による報告書を参照していただきたい。一方、本計画を進めるにあたって、「環境には影響がない」とした第5回第十堰環境調査委員会（建設省徳島工事事務所，1997b）等に対する疑問点は、徳島県自然保護協会（1997）や日本自然保護協会（1999a）によってまとめられている。
- 2) 本図は、議論のきっかけを作るために作成したものであり、厳密性に欠けるところや誤りもあると思われる。そのため、今後、様々な批判や助言のもと修正されるべきものであることをお断りしておく。

引用文献

千葉県土木部・千葉県企業庁. 1998. 環境の補足調査によって把握した「市川二期地区・京葉港二期地区計画に係わる環境の現況について」(要約版). 336pp. 千葉県環境財団, 千葉.

八田耕吉. 1998. 東海地方の里山の自然誌, “万博アセス”に生態学的視野を. 科学, 68: 620-627.

廣野善幸・清野聡子・堂前雅史. 1999. 生態工学は河川を救えるか—科学/技術と社会の新たな関係を求めて. 科学, 69: 199-210.

環境庁環境影響評価制度推進室. 1997. 速報, 環境影響評価法. 237pp. ぎょうせい, 東京.

建設省中国地方建設局. 1999. 高梁川水系高梁川総合開発事業環境影響評価方法書. 209pp. 建設省中国地方建設局.

建設省四国地方建設局. 1995. 第十堰改築事業に関する事業報告書—治水編. 74pp. 建設省四国

地方建設局.

建設省徳島工事事務所. 1997a. 第十堰改築事業に関する質問へのお答え. 86pp. 建設省徳島工事事務所.

建設省徳島工事事務所. 1997b. 第5回第十堰環境調査委員会資料. 93pp. 建設省徳島工事事務所.

松田裕之. 1998. 愛知万博が突きつけた環境影響評価法の諸問題. 科学, 68: 632-636.

松田裕之. 1999. 愛知万博に係わる環境影響評価基準の諸問題: オオタカをめぐる説明責任, 順応性, 反証可能性. 保全生態学研究, 4: 107-111.

日本自然保護協会 編. 1998. 利根川河口堰の流域水環境に与えた影響調査報告書. 217pp. 日本自然保護協会.

日本自然保護協会 編. 1999a. 日本自然保護協会保護委員会吉野川第十堰小委員会報告書, 吉野川第十堰改築が自然環境に与える影響—吉野川第十堰改築事業環境アセスメントへの提言. 92pp. 日本自然保護協会.

日本自然保護協会 編. 1999b. 長良川河口堰が自然環境に与えた影響. 149pp. 日本自然保護協会.

生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会. 1999. 生物の多様性分野の環境影響評価技術検討会中間報告書—生物の多様性分野の環境影響評価技術 (I), スコーピングの進め方について. 138pp. 環境庁企画調整局環境影響評価課.

島津康男. 1998. 技術面のここが変わる—技術指針への提言. 環境アセスメントここが変わる(「環境アセスメントここが変わる」編集委員会編), 28-69. 環境技術協会, 大阪.

田中 章. 1998. 生態系評価システムとしてのHEP. 環境アセスメントここが変わる(「環境アセスメントここが変わる」編集委員会編), 81-96. 環境技術協会, 大阪.

寺田達志. 1998. 環境影響評価法の概要. 環境アセスメントここが変わる(「環境アセスメントここが変わる」編集委員会編), 2-27. 環境技術協会, 大阪.

徳島県自然保護協会. 1997. 第十堰可動化の環境に与える影響について(見解). 15pp. 徳島県自然保護協会.

鷲谷いづみ. 1999. 生物・生態系への影響評価の科学的「基準」と「手順」: 万博アセスの検証. 保全生態学研究, 4: 98-105.