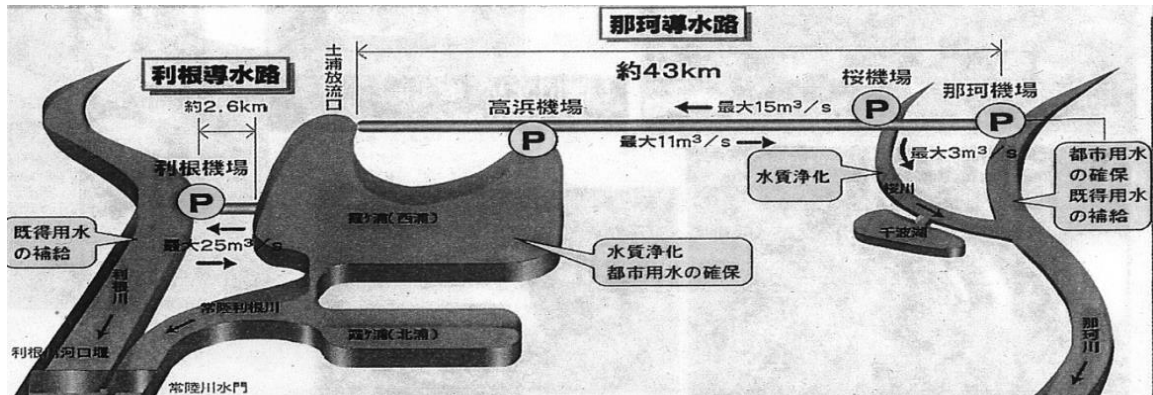


大規模開発と生物多様性破壊：霞ヶ浦から辺野古へ

浜田 篤信



1 霞ヶ浦導水事業とは

霞ヶ浦導水事業は、上図のようにをダムとして那珂川と利根川の水資源を互換する「霞ヶ浦等の水質浄化」、「新規都市用水開発」、「正常な流水の確保」の目的で行われている事業で、現在、那珂川取水口建設が、まあ 2019 年度には地下トンネル掘削が再開される見込みである。工事費は 1900 億円で、すでに予算の 8 割が支出済みで、今後の増額も懸念される。

2 霞ヶ浦導水事業で霞ヶ浦浄化は困難

事業 3 目的の効果と事業の生態系・生物多様性への影響が確認されことなく事業が進められていることが問題である。

(1) 霞ヶ浦水質浄化

数値シミュレーションによって 0.8mg/l の COD 削減効果があると国は予測し、これをもって事業効果としている。国は、この予測を自ら検証している。その結果を次図に紹介する。予測が妥当であれば、予測と実測値は一致するはずである（図中の直線が 45° の直線となるはず）。国の 2 回の予測と検証結果は、何れも予測と実測値が大きく乖離し水質浄化効果が確認できない。

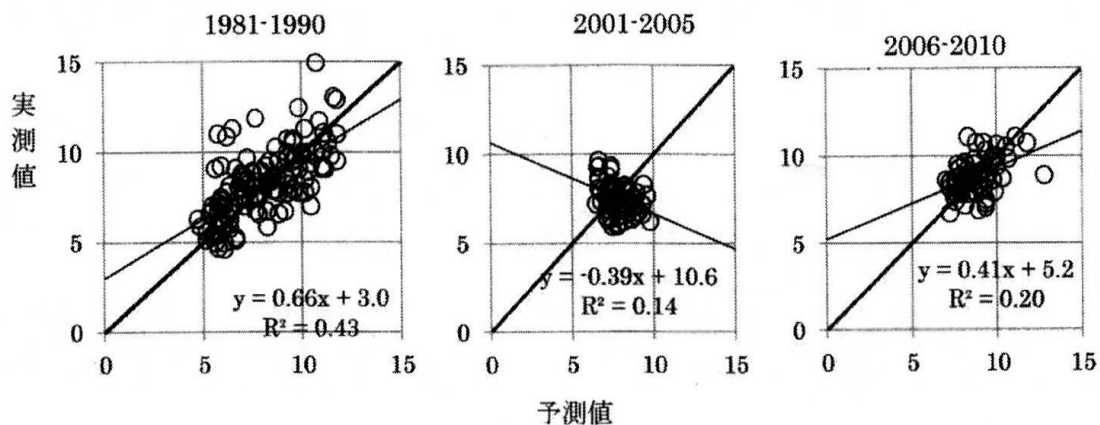


図6 モデルによる COD 予測値と実測値の関係

図 水質浄化予測結果の検証 国による水質予測値と水質実測値との関係

左図 1981～1990 予測値と実測値は正比例の関係にあるが、精度に欠ける。

中図 2001～2005 予測値と実測値の間には相関関係がみられない。予測できていない。

右図 2006～2010 同上。予測は、水質浄化を担保するものとなっていない。

また、過去の霞ヶ浦水質測定値と霞ヶ浦流入収支との関係からの浄化予測でも、浄化効果が無いばかりか若干 COD が上昇するとする報告がある。

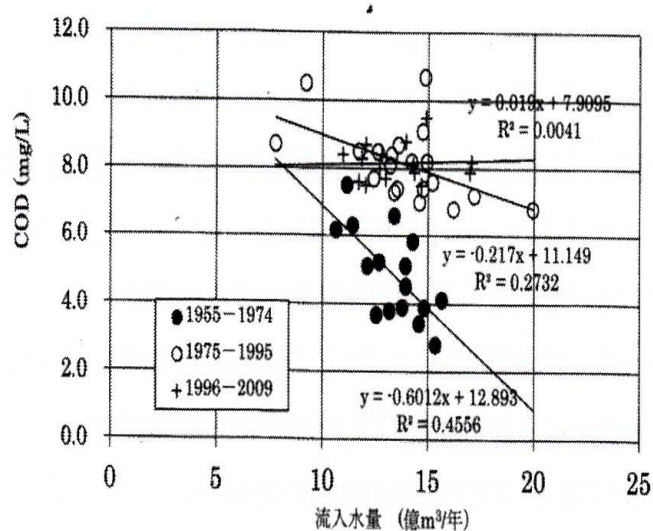


図8 流入水量と COD の関係

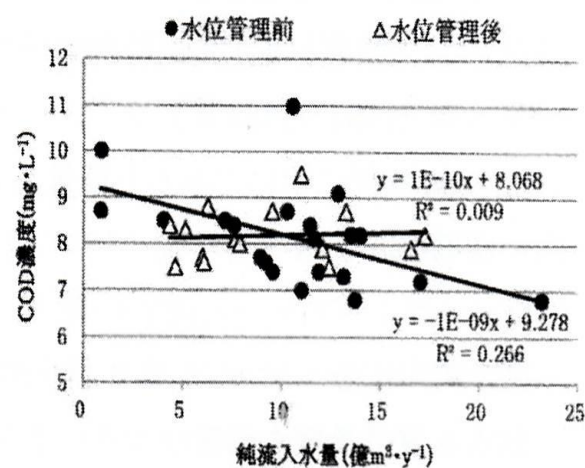


Fig.2 COD 濃度と純流入水量の相関図

図9 流入水量とおお COD の関係

(川田他 2013)

水質と霞ヶ浦流入水量実測値からの水質浄化効果の予測結果

横軸の流入水量を導水量の指標としている。縦軸は霞ヶ浦水質実測値

右図 逆水門開放期、完全操作期、水資源管理期に分けて検討.1 管理期で COD

上昇.

左図 水門完全操作期と管理期にわけて検討.管理期（1996～）に COD 上昇

（２）導水によって浄化が達成されない原因

窒素やリン等の濃度が低い那珂川河川水で希釈しようとしているが、湖水中の窒素・リン等が過剰状態で希釈効果ないことが原因。現在、湖水の水質を左右しているのは、水位や濁度等の光条件だから。

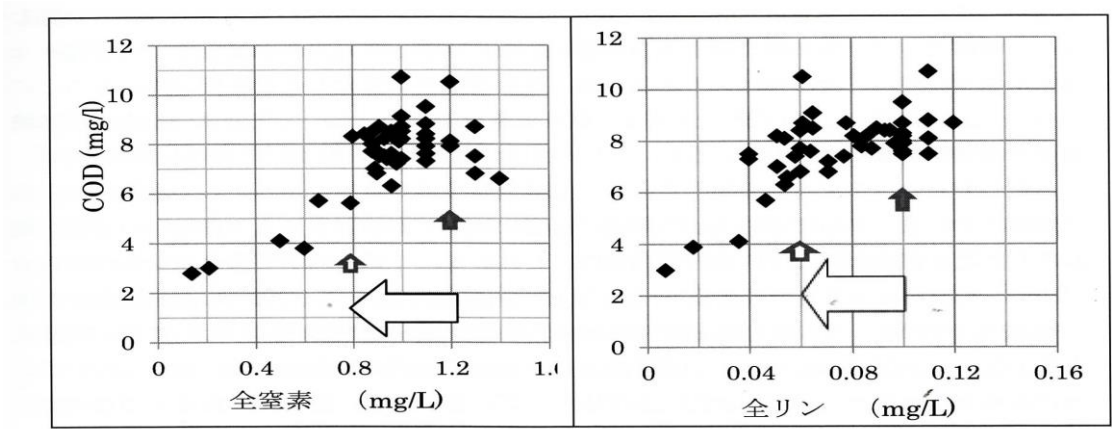


図 1 3 霞ヶ浦湖水中の栄養塩濃度と COD の関係
横矢印 COD 低減に必要な窒素・リン低減濃度

3 水余りの現状

霞ヶ浦開発事業による水資源開発水量は毎秒 49.916 立法メートルですが、現在のおよその利用状況は

次表のとおりです（嶋津輝之.「霞ヶ浦の水ガメ化」講演資料）。これによれば、霞ヶ浦開発事業の余剰水が

24m³/秒あり霞ヶ浦導水事業の開発水量 5.2m³/秒を大きく上回っており、これで賄える。

表 1 霞ヶ浦開発の利用状況 <単位：m³/秒>

区 分		開発水量	およその利用水量
茨城県	工業用水	13.86	7.2

	水道用水	5.24	3.2
	農業用水	18.126	8.4
東京・千葉		5.69	0
合 計		42.916	18.8

また 2045 年には茨城県人口は 76.6%に減少するものと予測されており水余りが加速することになる。

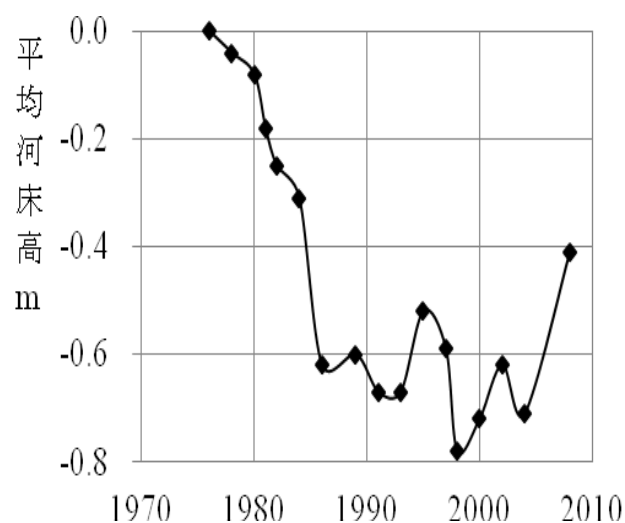
したがって、都市用水の開発は水道料金値上げの原因になるおそれがある。

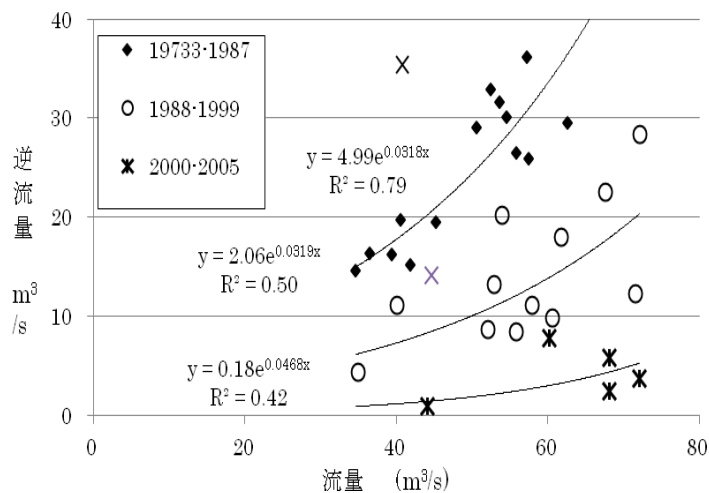
4 那珂川や涸沼の漁業への影響

当該事業が那珂川の漁業に被害を与えるとして那珂川水系茨城・栃木県全 8 漁協が原告となった当該事業差止訴訟が 2008 年から 2018 年にわたって水戸地裁および東京高裁で、漁業権侵害をめぐって争われた。

那珂川からの最大 15 毎秒 15 立法メートルの取水による影響である。裁判では、この取水によるアユ仔魚の吸込みによる減耗を中心に被害が争われた。しかし、私たちは、これ以外に、この取水が那珂川の生態系や生産に与える影響を別途検討し、取水が涸沼への那珂川河川水の逆流量を減少させることで下流域の生態系や魚貝類の生産に大きな被害を与えることを明らかにした。

那珂川下流域の有機物生産は、涸沼で生産された有機物の下流域への分散によるところが大きい、この有機物生産を左右する要因のとして「河床高」と「流量」が大きく係わっていることを突き止めた（下図参照）。





那珂川下流の河床高変動（176 年基準）
流量の関係

那珂川（野口）流量と潤沼への逆

したがって河床高が安定していれば那珂川の流量が安定していれば、那珂川流量が那珂川下流域における雄有機物供給量を定めることになる。したがって、ヤマトシジミや雑食性魚類は当然であるが、アユについても初期餌料に影響が及び生産率、したがって生産量や漁獲量に影響を受けることになる。詳細は参考文献<霞ヶ浦漁業研究会編：霞ヶ浦導水事業の生物多様性影響評価研究報告書 2018）を参照して載きたいが被害率（予測）は次表のとおりで、毎秒 15 立法メートル取水で約 50%にも達する。

裁判は、国および漁業者が話し合いで、漁業に影響がおよばないように施設を運用することで和解し、事業が進められている。漁業に配慮するにしても取水を行へば漁業への影響は必然的に生じる。また、漁業被害以外にも霞ヶ浦からの那珂川等への湖水の送水は、霞ヶ浦の水資源や水位に影響を与え、霞ヶ浦の水質やアオコの発生にも影響を与えることになる。再考を要する。

表 2 魚種別被害率の推定

項 目	取水量 (m³/s)	シジミ	ウナギ	ハゼ	ウグイ	オイカワ	フナ	アユ
被害率	0	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00	1.00
	5	0.13	0.17	0.19	0.19	0.06	0.20	0.15
	10	0.25	0.32	0.35	0.36	0.28	0.36	0.30
	15	0.35	0.44	0.49	0.50	0.47	0.50	0.46

5 シジミ漁獲変動のなぞ

(1) 漁獲量の推移

シジミの全国の漁獲量は現在、1970 年には利根川が全国第一位〈全国 56144 t の 67.6%、379555 t〉をしめていたが、現在では、全国の漁獲量は 9580t まで減少している。その中で那珂川・涸沼は、現在でも穴道湖に続く生産を維持している、

ヤマトシジミは、水中の懸濁有機物（多くは植物プランクトン起源）を濾過摂食し成長する一次消費者。したがって、その漁獲量は、涸沼の植物プランクトンの生産状態を代表する指標となる。

図 1 に那珂川・涸沼のシジミ漁獲量の推移を図示した。

那珂川・涸沼でヤマトシジミが漁獲されるようになるのは 1955 年頃からで、以降 1974 年に向って急増。

なぜ、1955 年頃から漁獲量が増加するようになったのかが、問題である。この頃からシジミの漁獲量上昇は全国各地、利根川、穴道湖、十三湖でもみられる。そこで全国各地との比較を目的に全国と那珂川・涸沼の相対漁獲量を図 2 に図示しました。ここで「相対漁獲量」とは、各年の漁獲量を漁獲量の過去最大値で除した値である。

全国の漁獲量が増え始めるのは両者とも 1955 年頃からで、那珂川・涸沼では、1960～1970 年に一時横ばい状態となった後、1970 年から急上昇し 1974 年にピークに達している。これに対し、全国では 1965 年まで一気に上昇した後、一時減少した後 1970 年にピークに達する。両者の漁獲量変動は、同傾向の変動と云える。1950 年以降のシジミ漁獲量の増加の原因については昭和 30 年以降の経済成長にともなう漁獲および流通手段の向上や需要増が指摘されている（中村 2000）那珂川・涸沼の漁獲量増加については、利根川河口堰の完成（1971）にともなうシジミ生産減によって生じた那珂川涸沼への供給依存の高まりで、この需要を達成するための漁獲強度の高りとしている（根本 2000）。

また、利根川や霞ヶ浦については、塩分の変動等から北利根川改修事業にともなう利根川下流域のシジミ好適環境の出現が指摘もある（浜田）。全国共通の原因として上記の漁獲手段の向上の他に、この利根川の例に見られる「河川改修」を考えることができる。

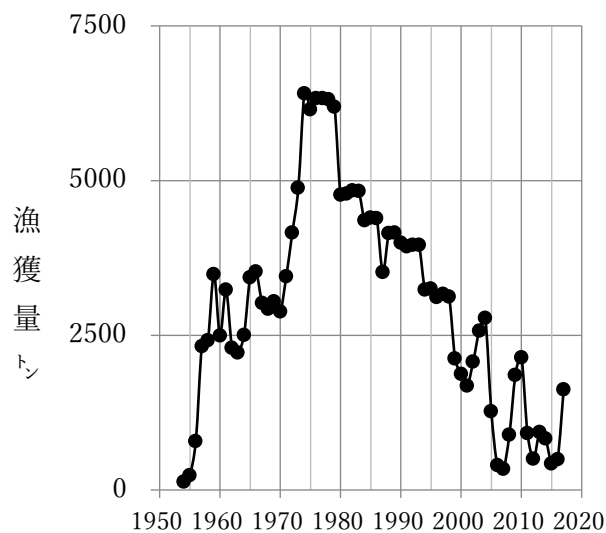


図1 那珂川および潤沼におけるシジミ漁獲量の推移

潤沼下流の潤沼川の漁獲量は那珂川の漁獲

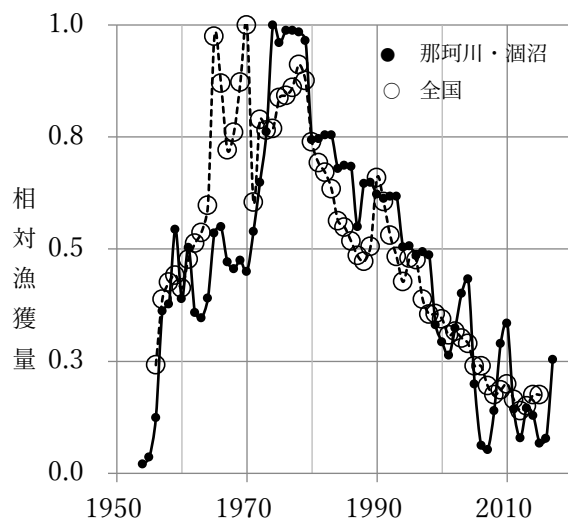


図2 全国および那珂川・潤沼の相対漁獲量

相対漁獲量＝各年漁獲量／最大漁獲量

全国最大漁獲量56144 t（1970）、

1955 治水事業5ヶ年計画

戦後の河川事業は、1947年の河川改修5ヶ年計画に始まり、1953年治山治水基本対策要綱、1960 治山治水緊急措置法制定で、治水事業を長期的安定的に実施していくための基本方針が1947年から1960年の間に整備され事業が安定的に実施されるようになる。

(2) 治水事業の規模と漁獲量

前述の1960年の治山治水緊急措置法制定にともない以後、「治水事業5ヶ年計画」が実施されるようになりまる。2003年までに9次の計画が実施されてきたが、各期間の漁獲量平均値を算出し、各期間の平均漁獲量を期間最大平均漁獲量で書した値を期間平均相対漁獲量と事業費の関係を図示したものが図3。

第3次までの期何平均相対漁獲量は0.63～0.94で、計画更改毎にごく僅かずつですが増えているが、4次以降になると計画更改毎に減少を続け9次計画時には期間平均相対漁獲量は0.38まで低下する。第4～9次計画の期間については、事業費と期間平均相対漁獲量の間に直線関係が認められる。

那珂川水系（那珂川・涸沼）の漁獲量についても、第4次以後については全国同様の傾向がみられ事業費と期間平均相対漁獲量の間には負の相関関係が認められる。第1～3次計画（1960～1971）の期間については、逆に計画更改毎に、事業費に比例して漁獲量が上昇して

いまる。以上の検討から、那珂川と全国のシジミ漁獲量変動が共通の原因によって引き起こされていることが、そして、それが治水事業に関係するものであることが伺える。

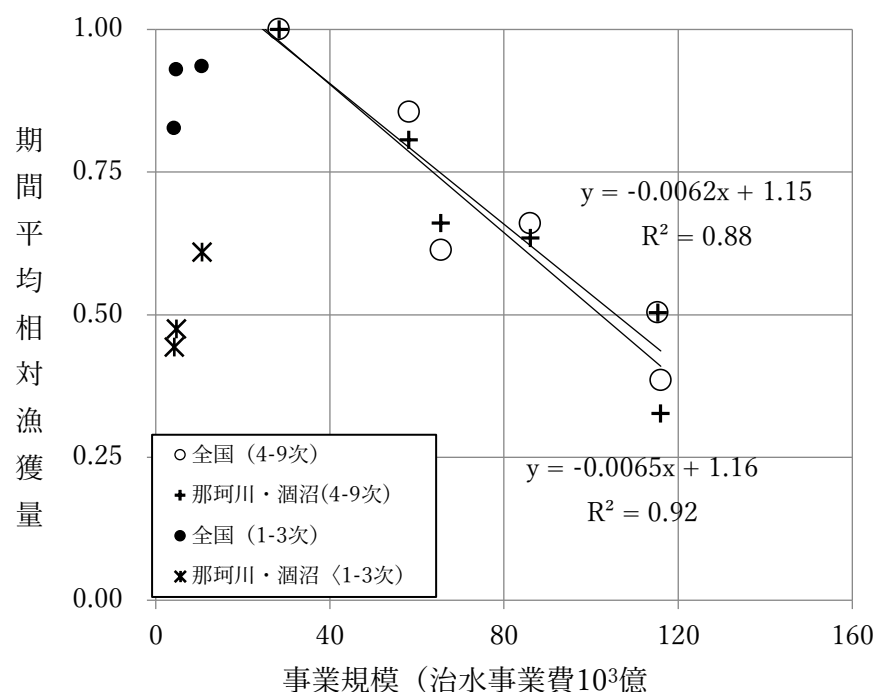


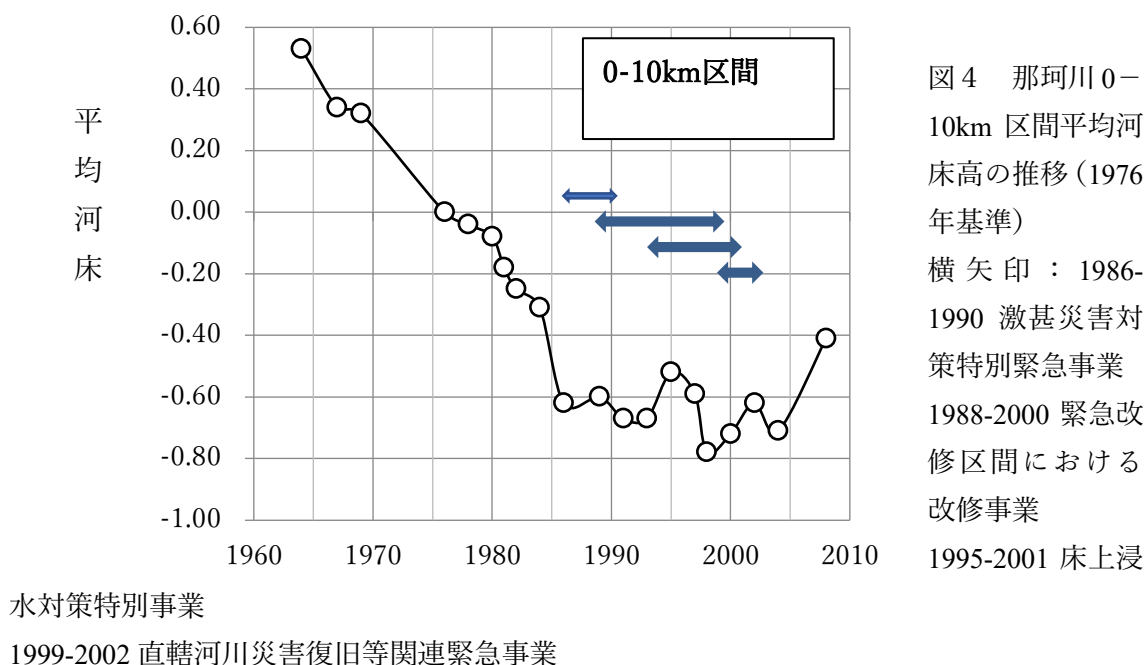
図3 治水事業規模とシジミ相対漁獲量の関係

治水事業費：治水事業投資額（第9次は予算額）

シジミ相対漁獲量：各区平均漁獲量／最大区間平均漁獲量

(3) 河床高の推移

治水事業は、河川の断面積を広げ水はけをよくし洪水を防止する事業。河川断面の指標として川の深さ、ここでは河床高をとりあげた。河床高は、1976 年の河床高を基準とした値で河口から上流に向って 10km 毎に平均および最深河床高の値が公開されています〈国土交通省 2014〉。これらの資料の 0~10km 区間の平均河床高を図 4 に図示しました。



この図から 1964 年から河床高が低下し基準年の 1976 年までに約 0.5m 低下したことがわかる。その後も 1984 年まで直線的に河床高が低下。1984 年から 1986 年の間の低下が急激なのは、1986 年の大洪水の影響が考えられる。以後は低下が緩慢になり河床高は 1999 年に最も低くなった。以後は、やや上昇に転じている。1986 年以降には図 3 に示したように 4 回のまする特別な対策事業が行われた。また、2016 年からは涸沼川の涸沼橋の改修工事も始まった。

(4) 河床高と漁獲量の関係

平均河床高とシジミ漁獲量の関係を図示したのが図 5 (1964~1984 の間の河床高は、図 4 から推定)。

1964~1969 年の期間は 2900~3500 t の比較的安定した漁獲量を示す。この期間には河床高が +0.53m から +0.3m に低下したが、河床高変動の影響は見られない。1969 年以降になると河床高がさらに低下し、それにもとない漁獲量が増加し始め 1973 年には 6400t に達している。河床高が 0.2m 低下したことによって漁獲量が 5 年間で倍増したことになる。

1973 年からの 5 年間は略この水準を維持したが 1979 年には漁獲量が 6000t 台から 4177t に激減し河床高の低下とともに漁獲量が減少してきことを伺うことができる。

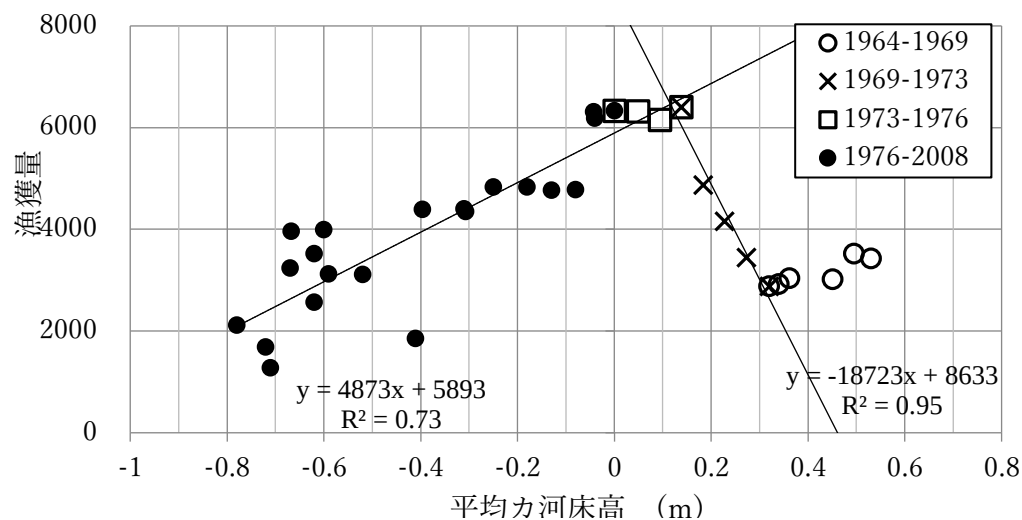


図5 0-10 km区間平均河床高とシジミ漁獲量の関係

以上から 1945 年頃に河口が閉塞状態にあった下流域の環境が、1950 年頃から始まった計画的な治水事業によって海岸に対し開放され汽水域が広がりヤマトシジミの適環境が出現しものと考えることができる。特に 1973-1977 年の 5 年間は、それ以前の河口域の閉塞状態から 0.4-0.6m だけ掘り下げた状態で 6000t 台の漁獲量高水準を維持している。河床高が当初 (1964) の状態から 0.5m 低下した 1976 年以降になると漁獲量が減少し始めまる。さらに 1986 年 8 月の大洪水以降には図 4 に示した 4 つの事業が始まり鉛直方向の掘削だけではなく、築堤や河岸の掘削、橋脚の改修等の河積拡大が図られる。したがって、河床高と漁獲量との間には、それ以前のように高い相関関係ではなくなるが、1976~2008 年の 33 年間について河床高と漁獲量の関係に一次回帰を適用すると両者の間に次式が得られる。

$$Y=5893-4876H_B \quad (1)$$

上式は河床高が 10cm 低下する毎に約 500t の漁獲減が発生することを示唆しています。

以上、那珂川・湊沼のシジミ漁獲量変動を引き起こした原因が河川改修に関係していたことが明らかになった。このことは、同時に全国のシジミ漁獲量の変動も、河川工事に関係していることを示唆している。

表3 治水事業費とシジミ漁獲量の推移

治水事業 (次)	期間	治水事業 億円	漁獲量(t)		期間平均漁獲量		期間相対漁獲量	
			全国	那珂川水系	全国	那珂川水系	全国	那珂川
1	1960	4306	23178	2498	39198	2797	0.827	0.444
	1961		26115	3231				
	1962		28777	2299				
	1963		30173	2220				
	1964		33526	2505				
2	1965	4741	54689	3433	44050	2996	0.929	0.475
	1966		48823	3526				
	1967		40477	3021				
3	1968	10608	42681	2926	44334	3844	0.935	0.610
	1969		48992	3042				
	1970		56144	2883				
	1971		33981	3453				
4	1972	28355	44278	4160	47403	6306	1.000	1.000
	1973		42934	4880				
	1974		43153	6409				
	1975		47035	6153				
	1976		47330	6327				
5	1977	58178	48296	6330	40563	5083	0.856	0.806
	1978		51199	6309				
	1979		49159	6189				
	1980		41491	4771				
	1981		38870	4786				
6	1982	65498	37685	4836	29060	4163	0.613	0.660
	1983		35612	4834				
	1984		31599	4354				
	1985		30839	4402				
	1986		29080	4389				
7	1987	86016	27259	3524	31283	4000	0.660	0.634
	1988		26525	4145				
	1989		28411	4155				
	1990		37017	3990				
	1991		34032	3932				
8	1992	115326	29820	3960	23879	3178	0.504	0.504
	1993		27134	3962				
	1994		23988	3235				
	1995		26938	3250				
	1996		26714	3114				
9	1997	116000	21822	3170	18264	2065	0.385	0.327
	1998		19932	3122				
	1999		20009	2120				
	2000		19295	1874				
	2001		17295	1685				
	2002		17779	2074				
	2003		16940	2571				

6 那珂川から全国をみる

霞ヶ浦の総漁獲量は、1978 年頃にピークを有する山なりの変動であるが、全国のシジミの変動も、同傾向をしめしていた（前出、図 2）。また、全国のシジミとウナギの相対漁獲

量（各年漁獲量／最大漁獲量）は、下図のとおりで、両者が略同じ傾向を示している。このことは、乱獲、河川環境の改変、海洋環境が原因とされるニホンウナギについても同様の原因が考えなければならないだろう。

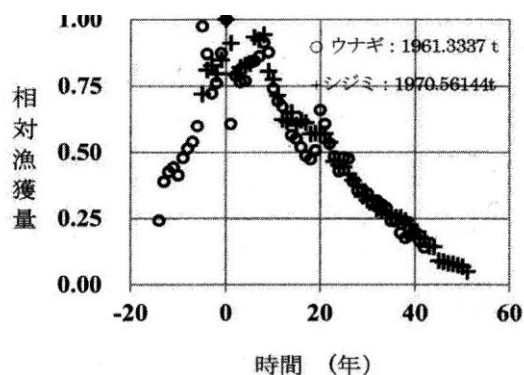


図 1 1 ヤマトシジミとウナギの相対漁獲量

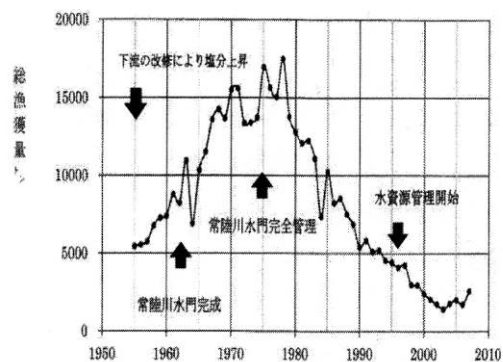


図 1 2 霞ヶ浦における総漁獲量の推移

以上を踏まえ、全国の 9 種の相対漁獲量を図にした。

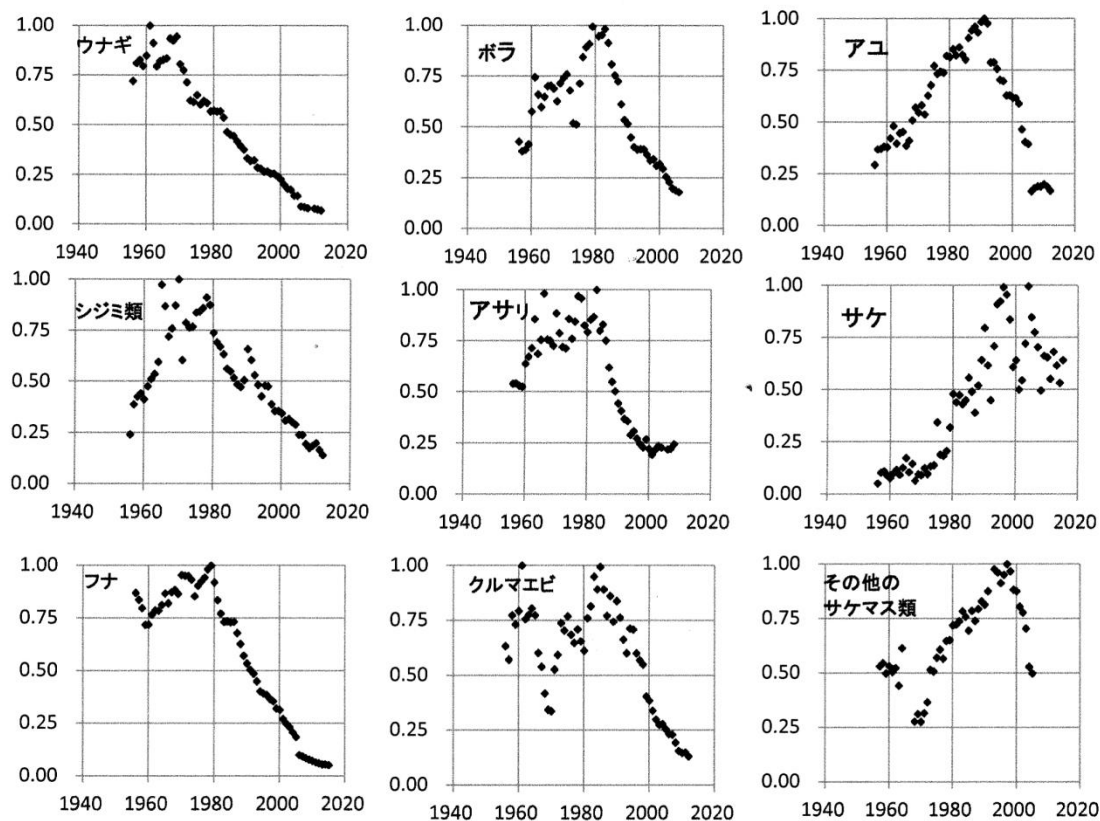


図 8 魚類 9 種の相対漁獲量の推移

いずれの種も 1960～2000 年の間にピークを有する右肩下がりを示している。ピークの出現時点が種によって異なるが、ウナギが最も速く 1960 年である。図 8 は、減衰が最も早く始まった左上の「ウナギ」から最も遅い右下の「その他サケ・マス類」までを順にならべたものである。

最も早く減衰が始まる 1960 年のウナギに続くのは 1978 年からのシジミ類である。これに 1981 年のフナ類がつづいているが、1980 年からの数年間にボラ、アサリ、クルマエビがこの時期に集中して漁獲量を低下させ始めている。前述の霞ヶ浦の総漁獲量の減少も 1979 年であり、漁獲量の減少開始がこの時期に集中している。アユではこの減少は、これらの種に約 10 年遅れて 1992 年に始まっている。さらに約 10 年遅れでサケ、その他のサケマス類の減少が始まっている。

相対漁獲量の値が最も小さいのは、ウナギとフナ類で 10%を割り込んでいるが、アユでもすでに 20%以下にまで低減している。サケおよびその他のサケマス類では、なお、50%にとどまっており、早期に減少を始めた種で相対漁獲率の低減度も大きい。

一方、低減の速度については、初期に減少が始まったウナギやシジミで小さく、資源減少後発グループのアユやサケマス類で大きく、今後短期間でフナ類やウナギ等と同水準の危機的状況が訪れるものと考えられる。その詳細は、今後の検討にまたなければならないが、河川工事およびその生態系への影響が下流から始まり、上流へ移行していったことを示唆している。また、ウナギやシジミで減衰勾配が相対的に小さいのは、人間活動の影響が、稚魚・稚貝から成魚・成貝に至る生活史のある部分だけに留まっていたのに対し、フナ類等ではその影響が、産卵、初期の生残、成長成熟の生活史全体に及んでいるからと考えられる。最近、ニホヌナギの絶滅が報道されているが、同様に身近な存在のフナ類、コイ、アユへの配慮が必要であろう。

このように見てくると、この 9 種の漁獲量減が特定の地域や種にとどまる問題ではなく全国共通の構造的問題であり内湾や浅海域にも及ぶ問題であることが見えてくる。共通の構造的な原因と考えられるのは、ここで繰り返し述べてきたように公共事業である。

7 公共事業と生物多様性保全

治水事業は、人間の命と財産を守る大切な大規模公共事業であり、その目的にそって効果を上げてきたが、その一方で、ここで述べたように、無意識的に生態系、生物多様性を損傷してきた。その対象水域は全国的であるが、特に霞ヶ浦・利根川は、早くから対象となった。江戸時代前の 1954 年から利根川改修が行われるようになるが、戦後だけに限っても以下の大規模開発が計画され、多くが実施されてきた。

(1) 霞ヶ浦周辺の開発史

戦後の霞ヶ浦周辺における開発計画

鹿島臨海工業地帯造成事業

鹿島港建設

新東京国際空港建設（中止）
百里基地建設
全国初の東海原子力発電所建設
高浜入干拓事業（中止）
霞ヶ浦開発事業
霞ヶ浦用水事業
霞ヶ浦導水事業（住民訴訟、漁業者による差止訴訟を経て和解）
常陸那珂港建設
鹿島灘人工島造成計画、竹内県時代に計画**実現せず**）

上記のような大規模開発が早くから集中して計画、実施された地域は、霞ヶ浦周辺を於いて他にない。

（２）なぜ、茨城か？

霞ヶ浦を東京の水ガメとする案は、戦前に計画されたもの。首都のため地方の生態系を収奪しようとするもの。計画は、第二次世界大戦前のもので、戦後実現した。霞ヶ浦周辺が開発の対象として狙われたのは、「首都圏の地方（国内植民地）」だからだ。その根幹には高度成長期の「全国総合開発計画」がある。開発は霞ヶ浦を北上、東海村をへて福島へ北上したが、その理由は海岸形状等の自然環境の豊かさや過疎、首都圏からの距離を勘案し結果である。

（３）霞ヶ浦から辺野古への道

高浜入干拓事業は、地元も強力な反対運動もあり中止となったが、同種の事業は児島湾、八郎潟、諫早湾で実施されたが、こじれによる生態系サービス、生物多様性損傷の被害は、正当に評価されることもなかったが、前述の議論を勘案すれば、便益を大幅に上回るものと考えられる。

いまや国家や自治体の大規模公共事業による無意識的な生態系、生物多様性破壊が容認される時代は終わった。

そして辺野古である。飛行場建設が、生物生産の場であり、様々な生態系サービスの基盤である浅海域を広範囲にわたって破壊することになることは、ここでの議論から容易に洞察することができる。沖縄県民の生活、生命の拠りどころを事業は容認するわけにはいかない。国家の地域収奪である。

８ 法的問題

霞ヶ浦導水事業差止訴訟は、漁業者の権利である漁業権を問題とするものであったが、ここでの問題は、大規模公共事業による生態系破壊である。生態系は、人間を包含する生物群集とそれを取りまく環境で構成される。

大規模開発事業は、生物群集の生存の基盤である環境を破壊し、生物の生命を危険にさらす。那珂川水系では、かつては漁業対象種であったニシンが絶滅寸前で、ここ数年は採捕されて

いない。また、マハゼ等のハゼ類数種や風前の灯状態にある。

生命権

大規模開発や格差拡大によって全国の生態系が破壊され国民の生活や生命が危機にさらされ始めている。

1993年に生物多様性条約が発効、「生態系」が、人類の生命を保障する基盤であることが世界共通の概念とされるようになった(第13条では「すべて国民は、個人として尊重される。生命、自由及び幸福追求に対する国民の権利については、公共の福祉に反しない限り、立法その他の国政の上で、最大の尊重を必要とする」)。

財産権

生態系は系を形成する地域の共有財産である。高度成長期の大規模開発は、経済成長をもたらす一方で地方の生態系を破壊した国家による地域の収奪であった。

2015年涸沼がラムサール条約湿地に登録地に指定された。2018年10月、茨城県は「生態系サービス」をテーマに第17回世界湖沼会議を開催する。国や県の姿勢も生態系・生物多様性を重視しなければならない時代を迎えた。霞ヶ浦導水事業差止訴訟では原告が漁業者であり、私権であり狭義の財産権である漁業権が対照となったが、広義の財産権と捉え、財産権として議論しなおす必要がある(第29条 財産権は、これを侵してはならない)。

法の下での平等

国家が地方を収奪する不平等差別の構造は、茨城、福島、直近では諫早湾埋め立て、辺野古新基地建設のよう

に現在まで継続されてきたが、これも違憲である(第14条 すべて国民は、法の下に平等であつて、人種、信条、性別、社会的身分又は門地により、政治的、経済的又は社会的関係において、差別されない)。

参考文献

赤野誠之他 1975. 霞ヶ浦における網いけす養殖ゴイの於斃死につ

いて- I. 茨城県内水面水産試験場調査研究報告 12: 25-48.

浜田篤信 2001. 霞ヶ浦の湖岸修復と生態系復元. 水環境学会誌 24: 645-651.

浜田篤信・野口敦夫・鈴木健二 2003. 霞ヶ浦水資源開発事業の環境影響評価に関する研究一 II. 常陸川水門の基礎生産への影響. 霞ヶ浦研究 14: 83-94.

浜田篤信 2006. 霞ヶ浦における生態系破壊と再生、浅見輝男編「新しい自然保護の考え方」. 古今書院.

浜田篤信・佐々木道也・熊丸敦郎 2010. 根川水系におけるシジミ漁業の興亡: そのメカニズム解明. 霞ヶ浦研究会報 13: 1-17.

浜田篤信 2012. 霞ヶ浦における水資源開発と漁業管理、東京水産振興会編「日本沿岸における漁業資源の動向と漁業管理体制の実態調査 109-122.

茨城県 1973-2005. 茨城県公共水域の水質測定結果.

- 茨城県 2005. 第2期湖沼水質保全計画.
- 茨城県企画部県央・鹿行振興課 1990. 鹿島開発史.第一法規出版.東京.
- 茨城県内水面水産試験場 1973. 霞ヶ浦北浦湖沼観測結果<昭和 38-47 年> .「
- 茨城大学農学部霞ヶ浦研究会 1977. 霞ヶ浦. 三共出版株式会社.
- 霞ヶ浦漁業研究会 2018. 霞ヶ浦導水事業の生物多様性環境影響評価研究.ISBN978-4-8150-0601-3.
- 川田裕也・前田滋哉・吉田貢士・黒田久雄 2013. 霞ヶ浦の COD 濃度と流域水収支の関係
に
ついて.H25 農業農村工学会大会講演会講演要旨集[6-39])
- 建設技術研究所 2013. 霞ヶ浦評価検討事業報告書.
- 国土開発技術研究センター1985. 漁業影響調査報告書 ー漁業影響調査の手引き.
- 国土環境株式会社 2005. 茨城県委託：平成 16 年度湖沼水質予測委託業務報告書
- 国土交通省関東地方建設局霞ヶ浦導水工事事務 1995. 潤いの明日につなぐ霞ヶ浦導水事業
- 国土交通省河川局 2006. 那珂川水系河川聖地基本方針.土砂管理等に関する資料（案）.
- 国土交通省関東地方整備局常陸河川国道事務所 2012. 那珂川河川維持管理計画
[国土個通大臣管理区間編]
- 中村幹雄 2000.日本のシジミ漁業.その現状と問題点.たたら書房〈米子〉.
- 中村剛也 2014. 過去 30 年における霞ヶ浦の植物プランクトン群集
構造に対する光環境の影響.2014 年度成果発表会資料.茨城県
霞ヶ浦環境科学センター.
- 中村剛也・相崎守弘 2016. 霞ヶ浦に入射した光の減衰に対する懸
濁物質の影響.陸水学雑誌 77：13-23.
- 中曽根英雄 2008.導水事業・湖岸植生帯が西浦湖流・水質与える影響.霞ヶ浦研究会報 11：
100－109.
- 中曽根英雄 2016. 霞ヶ浦の水質シミュレーションについての論考. 霞ヶ浦研究会報 18：11
－18.
- 中曽根英雄 2016. 霞ヶ浦導水事業についてー霞ヶ浦の水質を中心としてー. 霞ヶ浦研究会
報 18：80－85.
- 日水コン（株）2010.平成21年度那珂川水環境調査検討業務報告書.
- 日本水産資源保護協会 1967. 利水影響対策調査報告書.
- 日本水産資源保護協会 1971. 霞ヶ浦総合開発水産影響調査報告書..
- 農林水産省統計情報局 1945～2016. 漁業・養殖業水産統計
- 根本隆夫 2000.中村幹雄編著「日本のシジミ」第3章シジミ漁業の概要 10.湖沼、たたら書
房.
- 須能紀之 2011. 湖沼水系におけるヤマトシジミの再生産メカニズムと資源
変動（大湖沼漁業協同組合学習会資料）.